



TITLE:

居住環境における室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組みに関する研究(Dissertation_全文)

AUTHOR(S):

東, 賢一

CITATION:

東, 賢一. 居住環境における室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組みに関する研究. 京都大学, 2007, 博士(工学)

ISSUE DATE:

2007-03-23

URL:

<https://doi.org/10.14989/doctor.k12994>

RIGHT:

博士論文

居住環境における室内空気汚染物質のリスク評価
および管理の枠組みに関する研究

A STUDY ON FRAMEWORK FOR RISK ASSESSMENT AND MANAGEMENT
OF INDOOR AIR POLLUTANTS IN RESIDENTIAL ENVIRONMENT

2007 年 3 月

東 賢一

目次

第1章 序論

1-1. 研究背景	3
1-1-1. 居住環境における室内空気汚染と健康への影響	3
1-1-2. 室内空気汚染に係わる従来の取り組みと対象物質の選定	7
1-1-3. リスクに着目した汚染物質の評価および管理手法の必要性	7
1-2. 研究目的	9
1-3. 既往の研究と本研究の位置づけ	10
参考文献	11

第2章 研究計画

2-1. 研究計画と構成	15
2-2. 用語の定義と解説	18
参考文献	20

第3章 居住環境に関わる環境因子と健康影響

3-1. はじめに	23
3-2. 研究方法	24
3-3. 結果および考察	24
3-3-1. シックハウス様症状の有訴率の実態	24
3-3-2. シックハウス様症状と関連要因に関する疫学調査結果	26
3-3-3. シックハウス様症状に関連する環境因子について	37
3-4. まとめ	39
参考文献	40

第4章 我が国の室内空気質規制の現状と課題

4-1. はじめに	47
4-2. 研究方法	48
4-3. 結果および考察	48
4-3-1. 調査研究と対策の動向	48
4-3-2. 室内空気汚染に関連する健康被害の実態	57
4-3-3. 化学物質による健康リスクの初期評価	59
4-4. まとめ	61
参考文献	62

第5章 諸外国の室内空気質規制の現状と特徴

5-1. はじめに	67
5-2. 研究方法	68

5-3. 結果および考察	68
5-3-1. 諸外国の取り組みの経緯	68
5-3-2. WHO の室内空気質に対する取り組み	70
5-3-3. 諸外国の室内空気質ガイドラインとその特徴	71
5-3-4. アメリカの基本戦略	76
5-3-5. 汚染源対策	76
5-3-6. 諸外国の室内空気質規制に対する基本概念	77
5-4. まとめ	78
参考文献	79
第6章 室内空気質規制におけるリスク評価の現状と課題	
6-1. はじめに	87
6-2. 研究方法	87
6-3. 結果および考察	88
6-3-1. 諸外国の室内空気質規制の現状	88
6-3-2. 室内空気質規制のリスク評価フロー	89
6-3-3. 諸外国の取り組み状況	90
6-4. まとめ	99
参考文献	100
第7章 日本における室内空気汚染物質のリスク分析	
7-1. はじめに	105
7-2. 研究方法	105
7-2-1. 曝露データの作成	105
7-2-2. 有害性データの作成	105
7-2-3. リスクの判定	108
7-3. 結果および考察	109
7-4. まとめ	118
参考文献	118
第8章 リスク評価の不確実性とその対応に関する事例研究	
ーホルムアルデヒドによる室内空気汚染ー	
8-1. はじめに	123
8-2. 研究方法	124
8-3. 早期警告とその対応に関する各国の経緯	124
8-3-1. ホルムアルデヒドの有害性に関する初期の研究	124
8-3-2. ドイツの事例	125
8-3-3. アメリカの事例	127

8-3-4. カナダの事例.....	129
8-3-5. 日本の事例	131
8-4. 考察	134
8-5. まとめ.....	135
参考文献	135
第9章 室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組みに関する研究	
9-1. はじめに	143
9-2. 研究方法	145
9-3. 結果および考察.....	145
9-3-1. リスク評価およびリスク管理の一般モデル	145
9-3-2. 室内空気汚染物質のリスク評価およびリスク管理の枠組みの作成.....	148
9-3-3. リスク管理におけるリスク削減措置とその評価方法	151
ー経済学的手法の意義と課題ー	
9-3-4. 定性的リスクランキングスキームの開発	153
9-3-5. 曝露量ランキングと室内濃度の関連性の検討.....	162
9-3-6. その他の物質の定性的リスクランキング	163
9-4. まとめ.....	165
参考文献	166
第10章 総括.....	173
略語一覧	183
本論文に関連する研究業績	189
謝辞	195

第 1 章

序論

第1章 序論

1-1. 研究背景

1-1-1. 居住環境における室内空気汚染と健康への影響

人類は、雨風などの自然環境や外敵から身を守るシェルターとして住宅や建物を築き上げてきた。シェルターとは、好ましくない気象条件、危険な動物、外部の空気汚染など、直接的かつ広範囲におよぶ環境中の危害要素を保護するものである。そして、仕事や学校などの活動に対する避難や休息の場でもあり、外部空間とは異なった独自の空間として築き上げられる(Ranson, 2001)。我々は日常、生活時間の約9割を室内で過ごしており、そのうち約6~8割の時間を住宅の中で過ごしている(塩津ら, 1998)。そのため、シェルター内の空気の質、つまり室内空気質(Indoor Air Quality: IAQ)が健康的であることは、日常生活の大半をその中で過ごす我々にとって、非常に重要かつ普遍的なことである。

居住環境の室内空気質に影響をおよぼす因子として、1994年に国際連合の専門委員会は、表1-1に示す3つの因子をあげている(Crowther, 1994; UNCHS, 1997)。また、アメリカ環境保護庁(USEPA, 1989)が、室内空気中の汚染物質と汚染源およびその健康影響に関する基本情報を提供している。表1-2にその概要を示す。これらの表から明らかなように、これらの因子の対象となる作用物質の排出源は、合板・接着剤・塗料・防蟻剤などの建築材料、洗浄剤・防虫剤・芳香剤などの家庭用品、開放燃焼型暖房器具や調理器具・空調装置などの建物起因、喫煙や人の代謝物・衛生状態などの生活起因があげられる。つまり住宅や建物だけでなく、我々の住まい方や暮らし方も強く影響している。

図1-1に示すように、1997年に公表された世界保健機関(World Health Organization: WHO)の報告書(WHO, 1997)によると、室内空気中で高濃度の粒子状物質に曝露することにより、毎年280万人が死亡しており、そのうち90%が発展途上国であると推定されている。また、1999年に公表された世界保健機関(World Health Organization: WHO)の報告書(WHO, 2000)によると、全世界的にみて若くして死亡する人々の4~8%は、大気中や室内空気中の粒子状物質への曝露に起因すると試算されている。さらに、あらゆる呼吸器系疾患の20~30%は、大気汚染や、特に室内空気汚染によって生じていると試算されている。これらのことから、居住環境における室内空気汚染は、世界的に重要な公衆衛生上の問題であると言える。

発展途上国の大半の人々は、家庭用燃料を石炭資源や生物資源(木材、糞尿、作物の残り等)に依存している。これらの燃料は、不完全燃焼を伴う簡易コンロで燃やされる。そのため、室内で過ごす時間が長い女性や子供たちは、毎日高濃度の室内空気汚染物質に曝露される。その結果、これらの物質によって、慢性的な閉塞性肺疾患や急性呼吸器感染症(ARI)を生じる可能性が増大し、発展途上国の5歳以下の子供において、室内空気汚染は最も重要な死亡原因となっている。さらに、室内空気汚染は、低体重児出生、周産期死亡率、肺結核、鼻咽腔がん、喉

頭がん、肺がん（特に石炭燃焼）の増加に関連している堅実な証拠があることから、世界中の疾病の約4%が室内空気汚染物質への曝露が原因と推算されている(Bruce et al., 2000)。

図1-1から明らかなように、発展途上国は、都会よりも地方の死亡者数の比率が高い。家庭用燃料の燃焼物を汚染源とする室内空気汚染は、調理器具や換気装置の開発が遅れている地方の地域で深刻な問題となっている。一方、先進工業国は、地方よりも都会の死亡者数の比率が高い。先進工業国は、不完全燃焼による燃焼生成物を抑制した調理器具や換気装置が普及している。そのため、工業化の発達に伴った他の要因が内在していると推察される。世界保健機関(WHO, 2000)が、先進工業国における主要な空気汚染物質と汚染源に関する情報を提供している。表1-3にその概要を示す。表1-3から明らかなように、先進工業国では、建材や家具から放散されるホルムアルデヒドや揮発性有機化合物(Volatile Organic Compounds: VOCs)などの化学物質が室内空気汚染物質として重要であることがわかる。

現在、世界中で約7万から8万種類、我が国では約5万種類の化学物質が流通している。そのうち室内空気中からは、約900種類の化学物質が検出されている(安藤, 1997)。我々の暮らしは、工業化の発達に伴い快適で便利になった。その結果、居住環境の室内に存在する化学物質の種類と量は飛躍的に増加した。

近年日本では、いわゆるシックハウス症候群やシックスクール症候群と呼ばれる公衆衛生上の問題が大きく取り上げられるようになり、居住環境の室内において、のどや眼などの刺激、めまい、頭痛などの体調不良を訴える人たちが増えてきた。そこで厚生省(2000a)(現、厚生労働省)は、これらの症候群について、「住宅の高気密化や化学物質を放散する建材・内装材の使用等により、新築・改築後の住宅やビルにおいて、化学物質による室内空気汚染等により、居住者の様々な体調不良が生じている状態が、数多く報告されている。症状が多様で、症状発生の仕組みをはじめ、未解明な部分が多く、また様々な複合要因が考えられることから、シックハウス症候群と呼ばれる。」と理解するよう明示している。そこで我が国では、室内空気中の化学物質汚染に焦点をあてた対策が進められてきた。

表 1-1 室内空気中に存在して健康影響を及ぼす可能性のある因子

因子	分類	例
化学	無機物	気体(CO ₂ , NO ₂ , SO ₂), 液体, 粒子(鉱物)
	有機物	揮発性物質(ホルムアルデヒド, 殺虫剤) 粒子状物質(ばい煙, たばこ煙)
生物	細菌	ウイルス, バクテリア, 菌類, かび, 原生動物
	植物	種子植物(花粉)
	人類学	ダニ(ハウスダスト, ダニ), 虫(蚊, ゴキブリ)
物理	その他	げっ歯動物(ラット, マウス), ペット(皮膚片, 毛)
	変性	温度, 湿度(粘膜乾燥), 光, 音
	不変性	電磁場, 電離放射線(ラドン)

表 1-2 室内空気汚染物質とその汚染源および健康影響 (USEPA, 1989)

室内空気汚染物質	汚染源	健康影響
環境たばこ煙	喫煙	発がん、粘膜刺激、慢性および急性呼吸器系影響、循環器系影響、感染症
微生物汚染（ウイルス、微生物、カビ、害虫およびクモ類、花粉、動物と人間のふけ）	外気、人間、動物（高湿建物地域はいくつかのものを増大させる）	アレルギー反応、毒性影響
揮発性有機化合物 (VOCs)	塗料、染色液、接着剤、染料、溶剤、コーキング剤、洗剤、殺虫剤、建材、事務機器	刺激、神経毒性影響、肝毒性影響、発がん
ホルムアルデヒド (VOCs の一種)	環境たばこ煙、断熱材、パーティクルボード、合板、家具、室内装飾類	刺激、アレルギー、発がん
多環芳香族炭化水素 (PAHs)	環境たばこ煙、燃焼暖房機、薪ストーブ	発がん、刺激、循環器系影響、動物実験データは抗体機能の低下とアチローム性動脈硬化を示唆している
殺虫剤	室内外の殺虫剤散布	神経毒性、肝機能障害、生殖影響
アスベスト	アスベストセメント、断熱材、他の建材	アスベスト障害、発がん
一酸化炭素	燃焼器具、環境たばこ煙、排気ガス	狭心症の頻度の増加と重篤度化、健全な成人の作業能力低下、健全な成人の頭痛、注意力の低下、インフルエンザ様症状、患者の呼吸循環器系障害の悪化、窒息
二酸化窒素	燃焼器具、環境たばこ煙	喘息患者の呼吸機能低下、動物の易感染症の増加、子供や、おそらく成人の呼吸器機能の影響、動物における他の汚染物質との複合影響、動物における抗体反応能力の低下、肺の形態と機能の変化
二酸化硫黄	硫黄含有燃料の燃焼	喘息患者の肺機能の低下（気道抵抗の増加と粒子状物質の複合影響）、動物における肺機能の低下
粒子状物質	燃焼器具、環境たばこ煙	発がん（粒子の吸着された煤煙と多環芳香族炭化水素）、呼吸器組織と目の刺激、単独および二酸化硫黄との複合による肺機能の低下
ラドン	土壌、地下水、いくつかの建材	発がん
発じん、調理によるエアロゾル	個人活動	不定（刺激から発がんまでの可能性あり）

表1-3 先進工業国における主要な空気汚染物質と汚染源（WHO, 2000）

場所	主要な空気汚染物質	汚染源
大気	二酸化硫黄	燃料燃焼、製錬所
	浮遊粒子状物質(SPM)	
	オゾン	光化学反応
	花粉	森林、草木、雑草、植物
	鉛(Pb)、マンガン(Mn)	自動車
	鉛(Pb)、カドミウム(Cd)	産業排出物
	揮発性有機化合物(VOCs)	石油系溶剤、燃料の揮発
	多環芳香族炭化水素(PAHs)	
大気及び 室内	窒素酸化物(NO _x)	燃料燃焼
	一酸化炭素	
	二酸化炭素	燃料燃焼、新陳代謝活動
	浮遊粒子状物質(SPM)	間接喫煙(ETS)、再浮遊物、揮発物や燃焼物が凝縮
	水蒸気	生物活動、燃焼、蒸発
	揮発性有機化合物(VOCs)	揮発、燃料燃焼、塗料、新陳代謝活動、農薬、殺虫剤、殺菌剤
	胞子	細菌、カビ
室内	ラドン	土壌、建築材料、水
	ホルムアルデヒド	断熱材、家具、間接喫煙(ETS)
	アスベスト	難燃材、不燃材、断熱材
	アンモニア	クリーニング用品、新陳代謝活動
	多環芳香族炭化水素(PAHs)、ヒ素	間接喫煙 (ETS)
	ニコチン、アクロレイン	
	揮発性有機化合物(VOCs)	接着剤、溶剤、調理、化粧品
	水銀	殺菌剤、塗料、水銀含有製品の破損
	煙霧質	家庭用品、ハウスダスト
	アレルギー	ハウスダスト、動物のふけ、有機体への感染

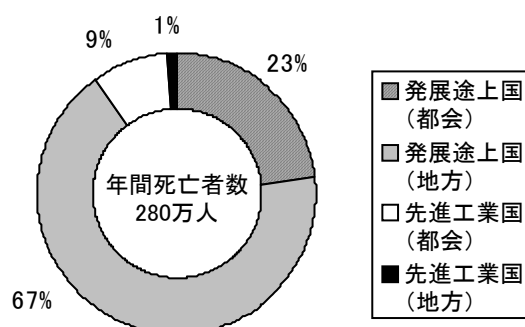


図 1-1 室内空気汚染による年間死亡者数の比率

1-1-2. 室内空気汚染に係わる従来の取り組みと対象物質の選定

我が国の室内空気汚染に係わる法規としては、1970年に制定された「建築物における衛生的環境の確保に関する法律（建築物衛生法）」がある。この法律では、政省令で定められた特定建築物に対して換気設備や空気環境に係わる維持管理基準が規定されている。また、1972年に制定された労働安全衛生法の事務所衛生基準規則では、事務所に対して建築物衛生法と同様の基準が規定されている。さらに1992年には、学校保健法に基づき学校環境衛生の基準が制定され、空気環境に関する定期環境衛生検査基準が規定されている。これらの法規では、一酸化炭素、二酸化炭素、浮遊粉じんに対する維持管理基準が定められているが、建材等から排出される化学物質等の基準は定められていない。また、住宅はこれらの法規の適用対象とはなっていない。一方、化学物質を製造または取り扱う労働環境は、労働安全衛生法に基づく労働衛生関係規則や指針・通達等で対策が厳密に規定されている。

近年、いわゆるシックハウス問題等、建物の室内空気汚染が原因とされる居住者の健康問題が社会的に大きくなり、厚生労働省(2000a, 2000b, 2001, 2002)は、これまで13の化学物質に対して室内濃度指針値を策定し、この問題に対応してきた。室内濃度指針値の適用範囲は、保健および公衆衛生上の見地から、生産的な生活に必須な特殊な発生源がない限り、住居（戸建、集合住宅）、オフィスビル（事務所、販売店など）、病院・医療機関、学校・教育機関、幼稚園・保育園、養護施設、高齢者ケア施設、宿泊・保養施設、体育施設、図書館、飲食店、劇場・映画館、公衆浴場、役所、地下街、車両等の室内空間に適用されるべきであり、工場その他の特殊な化学物質発生源のある室内空間は、別途検討されると規定されている(厚生省, 2000b)。これらの化学物質は、実際の建物の調査で汚染濃度が高かった、室内に発生源があると考えられる、諸外国で規制されている、などの指標を参考に選定されてきた（厚生省, 1999; 厚生省, 2000a）。これらの指針値は、室内空気質の望ましい基準を示したものであり、法的強制力のある規制とは異なる誘導的な解決手法の1つである。その後、2003年には、室内における発生源が明確で、実態調査等により実際の建物で指針値を超過していることが確認されたホルムアルデヒドとクロルピリホスに対し、改正建築基準法により使用規制がなされるに至った。このような背景から、我が国の室内空気汚染による健康問題に対する施策は大きな進展を遂げてきた。

1-1-3. リスクに着目した汚染物質の評価および管理手法の必要性

これまでの法規で基準が規定された化学物質や室内濃度指針値が策定された化学物質は、有害性の高さ、汚染濃度の高さ、発生源が室内に存在する、諸外国での規制状況などの指標を参考に選定されてきた。しかし近年、市場に流通する化学物質の多様化と量的拡大に伴い、個々の化学物質の有害性（ハザード）に着目した規制措置は限界にきている。表1-4に示すように、居住環境における一般住民は、化学物質を取り扱う労働環境の労働者とは異なり、多種類の低濃度の化学物質に複合曝露する。労働環境では、そこで取り扱われる特定の化学物質に着目し

た管理手法を用いればよい。ところが居住環境では、建材、家具、家庭用品、調理や暖房器具、喫煙行為や防虫剤の使用など、多数の汚染源が存在する。そのため、これらの汚染源から排出される汚染物質の種類は多く、その汚染濃度は労働環境で取り扱われる化学物質ほど一般的には高くない。さらに、居住環境は労働環境とは異なり、妊婦、高齢者、子どもなど、外的要因に対して傷つきやすい人たちが含まれており、その感受性の個人差は大きい。

表 1-4 労働環境と居住環境における取り組み対象の比較

	労働環境	居住環境
曝露	労働現場	住宅、事務所、学校等の居室
対象	高濃度の特定物質	低濃度の多種類物質 → 複合曝露
分野	労働衛生 産業保健	公衆衛生 環境保健
対象	労働者	一般住民 (成人、子供、 高齢者、妊婦) → 感受性の個人差
規制	特定物質の管理濃度 設備、保護具、手順書	???

このような状況を鑑みれば、化学物質に対する従来の規制措置は、「有害性」を基礎としたものから、「リスク」を基礎としたものへと転換すべき段階にきているといえる。化学物質の取り扱いに際しては、その化学物質が有する固有の性質を把握したうえで、適正な管理を行うことが重要である。そのためには、その化学物質に実際に曝露する条件下において、現実には人の健康に起こり得るリスクを把握したうえで、その大きさから管理対象物質をスクリーニングして選定し、許容可能な範囲にリスクの低減をはかることが重要である。リスクの概念に基づいた評価手法を用いれば、多種類の化学物質から優先的に管理すべき化学物質を適正に選定することが可能となる。

リスクとは、人、物、環境に対する望ましくない結果と、その起こる確率あるいは可能性のことを示す。環境分野では、人為的活動によって生じた環境の汚染や変化が、環境経路を通じてある条件のもとで人の健康や生態系に影響をおよぼす可能性のことという。そして、人の健康を対象とした場合を健康リスク、生態系を対象とした場合を生態リスクという。本論におけるリスクとは、人の健康を対象とした健康リスクである。

リスクは、有害性やその大きさと発生確率、例えば「有害性×曝露量」によって把握することができる。有害性の高い物質でも適切に管理すれば、現実には起こり得るリスクを低減することが可能である。逆に、有害性の低い物質であっても、管理を怠ればリスクは高くなる。ここで取り上げたリスクの把握とは、化学物質が人の健康に影響をおよぼすか否かを予測評価する

ことであり、リスク評価といわれている。また、リスク評価で判定されたリスクを低減させるための方策等を検討し、それを実施することをリスク管理という。リスク管理では、使用禁止などによるリスクの排除、汚染源対策によるリスクの削減、継続的な実態調査によるリスクの監視など、リスクの状態に応じたさまざまな管理手法が選択される。リスク評価においては、その大きさを評価する際に、人の個人差や動物の種差に応じた不確実係数（または安全係数）を考慮することができる。この係数に対して外的要因に対する感受性の個人差を考慮することによって、妊婦、高齢者、子どもなどの外的要因に対して傷つきやすい人たちを含めたリスク評価および管理が可能となる。

以上のことを踏まえれば、多種類の化学物質が検出されている居住環境の室内空気汚染に対する取り組みにおいては、化学物質のリスクを適切に評価し、許容できないリスクの化学物質を優先的に管理する枠組みが必要である。

なお、本論における居住環境は、住宅のみならず、建築基準法で定義されている「居室」を有する建築物に関わる環境と定義する。建築基準法における居室とは、居住、執務、作業、集会、娯楽、その他これらに類する目的のために継続的に使用する室と定義され、住宅だけでなく、事務所、学校の教室、保育所の保育室、病院や診療所の病室も居室に含まれている。また、本論における労働環境は、化学物質を製造または取り扱う事業所に関わる環境と定義し、事務所等の居室は含まれないこととする。

1-2. 研究目的

我々は、居住環境における利便性や快適性、さらには安全性を求め、新しい建築材料や建築工法を開発した。また、暮らしを豊かにするためにさまざまな製品を居住環境に持ち込み利用している。特に住宅は、居住者のプライバシーな空間であり、行政の規制が関与し難いところである。しかしながら、いわゆるシックハウス症候群など、居住者の健康問題が社会的に大きくなるにつれ、居住者の健康を保護するために、室内空気汚染物質によるリスクを適切に評価および管理するための枠組みを明確にすることは必須の課題である。

そこで本研究では、本課題の解決に向けて3つの課題を検討する。第一の課題は、居住環境におけるさまざまな環境因子と健康影響との関連性を実態把握することである。第二の課題は、我が国における室内空気質規制の現状をこれまでの取り組みの経緯や社会背景から検証し、今後の政策課題を見いだすことである。第三の課題は、多様化複雑化する室内空気中の化学物質汚染によるリスクを適切に評価し、許容できないリスクの化学物質を優先的に管理する枠組みに関する研究である。

居住環境因子と健康影響との関連性については、化学物質による室内空気汚染等が主な原因とされている、いわゆるシックハウス症候群に焦点をあて、環境因子との関連性について、日本で報告されている最近の疫学研究をレビューする。我が国における室内空気質規制の課題に関する研究では、諸外国の取り組みの経緯と現状を詳細に調査し、我が国と対比して課題を明

らかにする。室内空気中の化学物質のリスク評価および管理の枠組みに関する研究では、諸外国のリスク評価に係わる取り組みの現状および動向を調査し、室内空気中の化学物質によるリスクを分析するための手法を開発する。さらに、その手法を用いて我が国の実態を調査し、今後の優先取り組み物質を明らかにする。また、リスク評価には、その程度はさまざまではあるが、何らかの不確実性が存在する。例えば、動物実験では発がん性が観察されているが、人では十分な確証が得られていない物質がある。また、人の有害性に関する科学的知見はあるが、気中濃度の測定方法が確立されておらず、曝露量が正確に把握できない物質も存在する。そのため、リスク評価の不確実性に対する対応方法について、諸外国の事例を比較研究する。そして、不確実性を考慮したリスク管理における新しいスキームを提案する。

これらの研究により、居住環境における室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組みを提唱することが本研究の目的である。

1－3．既往の研究と本研究の位置づけ

いわゆるシックハウス症候群等、化学物質による居住環境の室内空気汚染に対する社会的関心の高まりに伴い、関連する研究が盛んに行われてきた。これらを室内空気質に関わるところから整理すると、以下に大別できる。

- 1)室内空気中の化学物質の気中濃度に関する実態調査
- 2)室内濃度の低減化方法または装置に関する研究
- 3)建材や家具等の排出源から放散される化学物質の実態調査
- 4)室内空気中の化学物質の測定方法に関する研究
- 5)居住者の健康状態に関する研究

これらの研究により、汚染濃度の高い物質の把握、室内濃度を改善する方法の提案、汚染源の把握等が研究成果として多数得られている。その結果、より安全性の高い建築材料の開発、居住者の住まい方や製品の選択に関する提案、室内濃度低減化対策の開発がなされ、居住環境において良質な室内空気質を保持増進するうえで、社会的にも技術的にも大きな進歩を成し遂げた。しかし、これまで国内外で取り組まれてきた居住環境の室内空気質規制について、その経緯と社会背景を検証し、政策課題を検討した研究はほとんど見あたらない。特に、研究背景の項で述べたように、化学物質に対する既存の規制措置は、有害性を基礎としたものから、リスクを基礎としたものへと転換すべき段階にきている。そして、多種類の化学物質が検出されている室内空気汚染に対する取り組みは、リスクを基礎としたものが必要である。しかしながら、リスクの概念に基づいた室内空気汚染物質の評価および管理の枠組みに関して検討した既往の研究はほとんど報告されていない。

室内空気質規制に関わる研究の第一人者であるドイツ連邦環境庁の Seifert (1990)は、室内

空気質に対する規制の難しさについて、1)大気や労働環境と異なり、管理責任者が単一ではないこと、2)室内濃度は温度や発生源からの減衰の影響を受けて大きく変動するため単一の測定結果では判断できないこと等をあげている。そのため、行動を起こすべき、あるいは目標とすべき濃度として汚染物質濃度のガイドラインを設定し、それを目標に建材や家具等の排出源に対する排出基準を設定し、規制する方法が適切だとしている。汚染物質の濃度がガイドラインをどれほど越えているか、あるいは越えていないかは、リスクを表す重要な方法の1つである。しかしながら、ガイドラインを優先的に策定すべき汚染物質の選定については議論されていない。

オランダの Molhave (1991)は、揮発性有機化合物の総量を表す総揮発性有機化合物(TVOC)という概念を提唱している。この概念は、多種類の室内空気汚染物質の総量を管理することが可能である。しかしながら、TOVC は毒性学的な見地からガイドラインを設定することが困難なため、その概念の使用に懸念を示す報告もある(Wolkoff, 2003)。

室内空気汚染物質に対する取り組みは、主に室内空気中の化学物質濃度に対するガイドラインの設定に主眼が置かれてきた。しかしながら、ガイドラインの設定対象汚染物質を優先付けする方法に関しては、実際の建物の調査で比較的濃度が高い物質や、健康への有害性が高い物質等が選定(厚生省, 2000a)されており、リスクの大きさに基づいた評価および管理手法等はほとんど議論されていない。また、揮発性有機化合物の総量で評価する提案もなされてきたが、問題点が指摘されており、さらに最適な手段を検討する必要がある。また、リスク評価に内在する不確実性を考慮したリスク管理スキームに関しては、ほとんど議論されておらず、新たな提案が必要である。

以上より、本研究の位置づけとしては、国内外の室内空気質規制の経緯と社会背景を体系的に調査する研究と、リスク手法に基づき優先的に管理すべき汚染物質を評価する研究、リスク評価の不確実性を考慮したリスク管理スキームに関する研究を基礎とした総合的な研究といえる。さらに、居住環境因子と健康状態に関する実態調査の研究を加え、リスク管理を行う上で、現実に住者の健康と関連している居住環境因子を把握する。これらの研究に基づき、居住環境における室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組みを、国内外の動向と実態調査から総合的に研究するところが本研究の独自性といえよう。

参考文献

- 安藤正典 (1997) 室内空気汚染と化学物質; 第4回 室内空気中に存在する化学物質一覧, 資源環境対策, Vol. 33(8), pp. 737-744
- 厚生省 (1999) 居住環境中の揮発性有機化合物の全国実態調査について, 1999年12月14日
- 厚生省 (2000a) シックハウス (室内空気汚染) 問題に関する検討会中間報告書—第1回～第3回のまとめ, 2000年6月26日

- 厚生省 (2000b) シックハウス (室内空気汚染) 問題に関する検討会中間報告書－第4回～第5回のまとめ, 2000年12月15日
- 厚生労働省 (2001) シックハウス (室内空気汚染) 問題に関する検討会中間報告書－第6回～第7回のまとめ, 2001年7月5日
- 厚生労働省 (2002) シックハウス (室内空気汚染) 問題に関する検討会中間報告書－第8回～第9回のまとめ, 2002年1月22日
- 塩津弥佳, 吉澤 晋, 池田耕一, 野崎淳夫 (1998) 生活時間調査による屋内滞在時間量と活動量, 日本建築学会計画系論文集, No. 511, pp. 45-52
- Bruce, N., Perez-Padilla, R. and Albalak, R. (2000) Indoor air pollution in developing countries: a major environmental and public health challenge, *Bulletin of the World Health Organization*, Vol. 78, No. 9, pp. 1078-1092
- Crowther, D. (1994) *Building and Health*, University of Cambridge, UK, Ph.D. Thesis
- Mølhave, L. (1991) Volatile Organic Compounds, Indoor Air Quality and Health, *Indoor Air*, 4, pp. 357-376
- Ranson, R., 監訳; 池田耕一, 梶原 裕, 大中忠勝 (2001) 健康住宅－実践ガイドー, 弘学出版, 世界保健機関 (WHO)
- Seifert, B. (1990) Regulating Indoor Air, *Indoor Air '90: Proceeding of the 5th International Conference Indoor Air Quality and Climate*, 5, pp. 35-49
- United Nations Center for Human Settlements (1997) *BUILDING MATERIALS AND HEALTH*, HS/459/97E, ISBN-92-1-131-338-4
- United States Environmental Protection Agency (1989) *Report on Congress on Indoor Air Quality*, Report No. EPA/400/1-89/001A, Office of Air and Radiation and Office of Research and Development, August
- World Health Organization (1997) *Health and Environment in Sustainable Development: Five Years after the Earth Summit*, WHO/EHG/97.8, Department of Protection of the Human Environment, Geneva
- World Health Organization (2000) *Air Quality Guidelines*, World Health Organization, Geneva
- Wolkoff, P. (2003) Trends in Europe to reduce the indoor air pollution of VOCs, *Indoor Air*, 13, Sup. 6, pp. 5-11

第2章

研究計画

第2章 研究計画

2-1. 研究計画と構成

第1章の研究目的の項で述べたように、本研究の第一の課題は、居住環境におけるさまざまな環境因子と健康影響との関連性を実態把握することである。第二の課題は、我が国における室内空気質規制の現状をこれまでの取り組みの経緯や社会背景から解析し、今後の政策課題を見いだすことである。第三の課題は、多様化複雑化する室内空気中の化学物質汚染によるリスクを適切に評価し、許容できないリスクの化学物質を優先的に管理する枠組みに関する研究である。本論の目的である居住環境における室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組みを国内外の動向と実態調査等から総合的に研究するために、図2-1に示す研究計画を立案した。

第1章では、本研究の研究背景と目的を述べた。また、既往の研究と本研究の位置付けを明確にした。第2章では、研究計画と本論文の構成を示した。

本論は、3部から構成される。第Ⅰ部では、本研究の第一の課題である居住環境におけるさまざまな環境因子と健康影響との関連性を調査した研究結果を第3章としてまとめた。本研究では、化学物質による室内空気汚染等が主な原因とされている、いわゆるシックハウス症候群に焦点をあて、環境因子との関連性について、日本で報告されている疫学研究等を詳細な文献調査に基づき解析した。調査にあたっては、いわゆるシックハウス症候群に関する疫学研究だけでなく、居住に由来する症状をシックハウス様症状として調査しているものも含め、包括的にシックハウス様症状として文献調査およびその解析を行った。そしてこの結果に基づき、リスク管理としての建築設計や住まい方を提案することを本章の目標とした。

第Ⅱ部では、本研究の第二の課題である室内空気質規制の現状と課題をまとめた。第4章で我が国の現状と課題を解析し、第5章で諸外国の現状と特徴をまとめた。我が国の解析にあたっては、化学物質による室内空気汚染に関する取り組みの経緯を詳細な文献調査に基づき解析した。諸外国の調査では、先進工業国、あるいは急速に産業の発展が進み室内空気汚染問題が既往の文献等で顕在化している諸外国として、欧州、北米、アジア、オセアニア地域の諸外国を調査対象とした。国際機関や諸外国の室内空気質規制に関する報告書、関連学会の資料、関連論文を収集・解析した。さらに、電子メールや関連学会および国際シンポジウムで諸外国の関係組織の研究者や行政官に直接問い合わせて最新の情報を入手した。

第Ⅲ部では、本研究の第三の課題であるリスク評価および管理スキームの研究をまとめた。第6章で室内空気質規制におけるリスク評価の現状と課題を解析した。ここでは、諸外国の現状と課題を詳細な文献調査に基づき解析した。特に、規制対象物質の優先付け方法、汚染物質の総量規制および高感受性集団への対応に着目し、我が国の現状と対比して今後の課題を明らかにした。第7章では、我が国における室内空気汚染物質のリスク分析を行った。第6章で明らかにした課題に基づき、曝露評価、有害性評価、リスク判定を総合的に行うリスクスクリー

ニングスキームを開発した。そして、1995年1月から約10年間我が国で検出されてきた室内空気汚染化学物質のリスクを分析し、今後着目すべきハイリスク化学物質とその特徴を明らかにした。第8章では、リスク評価の不確実性と危害が生じた場合の影響の深刻さに対し、とらえるべき対応範囲について検討した。リスク評価の結果には、その程度の大きさはさまざまであるが、何らかの不確実性が内在する。その不確実性に対し、どのような対応をとるべきかについては、リスク管理における重要課題の1つである。我が国を含め、欧米諸国で実態調査と対策が最も進んでいるホルムアルデヒドに着目し、ドイツ、アメリカ、カナダ、日本の対応を比較しながら事例研究を実施した。

以上の結果より、第9章で居住環境における室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組みを研究した。そして、最後に総括として本論をまとめた。

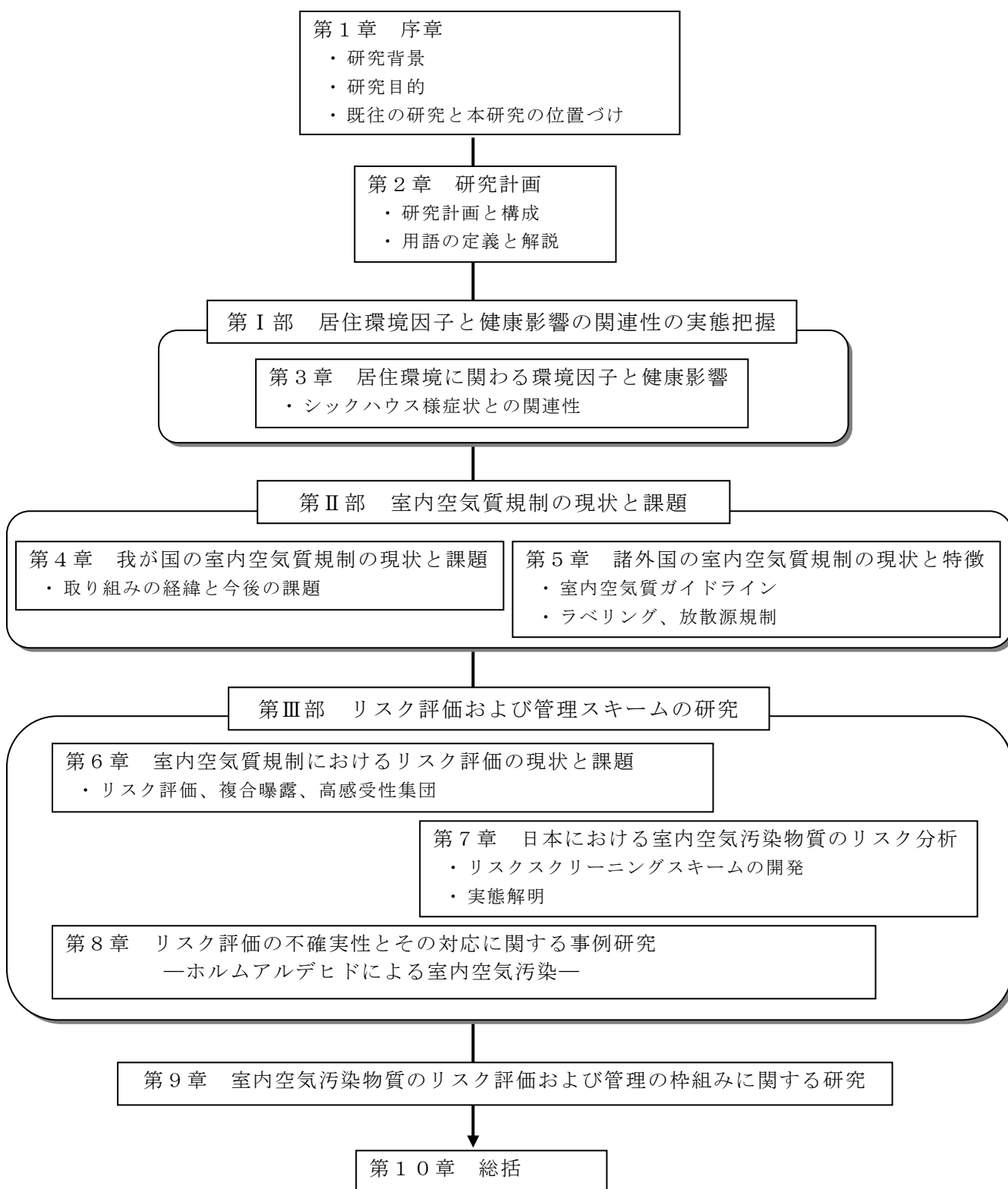


図 2-1 本論文の構成フロー

2-2. 用語の定義と解説

本論文で使用する用語の定義と解説について以下に述べる。

1) シックハウス症候群

厚生労働省のシックハウス（室内空気汚染）問題に関する検討会(厚生省, 2000)によると、「住宅の高気密化や化学物質を放散する建材・内装材の使用等により、新築・改築後の住宅やビルにおいて、化学物質による室内空気汚染等により、居住者の様々な体調不良が生じている状態が、数多く報告されている。症状が多様で、症状発生の仕組みをはじめ、未解明な部分が多く、また様々な複合要因が考えられることから、シックハウス症候群と呼ばれる。」と理解するよう公表している。また、同省の室内空気質健康影響研究会(厚生労働省, 2004)は、シックハウス症候群の医学的知見を整理したうえで、次のようにまとめている。

- ① 医学的に確立した単一の疾患ではなく、居住に由来するさまざまな健康障害の総称を意味する用語。
- ② 主な症状：
 - (i) 皮膚や眼、咽頭などの皮膚・粘膜刺激症状
 - (ii) 全身倦怠感、頭痛・頭重などの不定愁訴
- ③ 発症関連因子：

ホルムアルデヒド等化学物質、カビ、ダニ等
- ④ 室内濃度指針値は、必ずしもシックハウス症候群を直ちに引き起こす閾値ではないため、診断に際しては総合的な検討が必要。

2) シックビルディング症候群

WHO 欧州地域事務局 (WHO Europe, 1982)によると、

- ① 最も頻繁に現れる症状の1つは眼、鼻、咽頭の粘膜刺激症状である
- ② 気道下部および内臓を含むその他の症状は頻繁ではない
- ③ シックビルディング症候群と在室者の感受性あるいは過剰曝露との関連は明らかではない
- ④ 症状は、ある建築物あるいは特定部分において特に頻繁に出現する
- ⑤ 在室者の大多数が症状を訴える

これら5つの基準によりシックビルディング症候群を定義し、主な症状として、

- ① 眼（特に球結膜）、鼻粘膜および喉の粘膜刺激症状
- ② 粘膜の乾燥（唇など）
- ③ 皮膚の紅斑、蕁麻疹、湿疹
- ④ 易疲労感
- ⑤ 頭痛、頻発する気道感染

- ⑥ 呼吸苦、喘鳴
- ⑦ 非特異的な過敏症状（鼻汁あるいは流涙、非喘息患者における喘息様症状）
- ⑧ めまい、吐き気、嘔吐

を列挙している。

3) 化学物質過敏症

厚生労働省のシックハウス（室内空気汚染）問題に関する検討会（厚生省，2000）によると、「最初にある程度の量の化学物質に曝露されるか、あるいは低濃度の化学物質に長期間反復曝露されて、一旦過敏状態になると、その後極めて微量の同系統の化学物質に対しても過敏症状を来す者があり、化学物質過敏症と呼ばれている。化学物質との因果関係や発生機序については未解明な部分が多く、今後の研究の進展が期待される。」と理解するよう公表している。また、同省の室内空気質健康影響研究会（厚生労働省，2004）は、化学物質過敏症の医学的知見を整理したうえで、次のようにまとめている。

- ① 微量化学物質に反応し、非アレルギー性の過敏状態の発現により、精神・身体症状を示すとされるもの。
- ② その病態や発症機序について、未解明な部分が多い。
- ③ 診断を受けた症例には、中毒やアレルギーといった既存の疾病による患者が含まれている。
- ④ 病態解明を進めるとともに、感度や特異性に優れた臨床検査方法及び診断基準が開発されることが必要。

4) 揮発性有機化合物

WHO 欧州地域事務局（WHO Europe, 1989）が、室内有機汚染物質を化合物の沸点を指標に分類している。表 2-1 にその分類を示す。

表 2-1 室内有機汚染物質の分類

分類	Description	略記	沸点の範囲(°C) ^a
1	超揮発性有機化合物 Very Volatile Organic Compounds	VVOCs	< 0 ~ 50-100
2	揮発性有機化合物 Volatile Organic Compounds	VOCs	50-100 ~ 240-260
3	準揮発性有機化合物 Semi Volatile Organic Compounds	SVOCs	240-260 ~ 380-400
4	粒子状有機化合物 Organic Compounds associated with particulate matter or Particulate Organic	POM	> 380

^a 極性化合物は高沸点側

5) 総揮発性有機化合物 (TVOC: Total Volatile Organic Compound)

一般的な概念は、個々の VOCs 総量である。欧州共同研究 (ECA, 1997) が測定方法を提案している。2003 年に制定された日本工業規格 JIS A 1901 では、「ガスクロマトグラフで分析された n-ヘキサンから n-ヘキサデカンまでの範囲において検出された VOCs のピーク面積の総和をトルエン換算した値」と定義されている。TVOC に関する国際的に統一された定義はない。室内空気の汚染の程度を表す指標として扱われることが多い。

参考文献

厚生省 (2000) シックハウス (室内空気汚染) 問題に関する検討会中間報告書—第 1 回～第 3 回のまとめ, 2000 年 6 月 26 日

厚生労働省健康局生活衛生課 (2004) 「室内空気質健康影響研究会報告書: ～シックハウス症候群に関する医学的知見の整理～」の公表について, 平成 16 年 2 月 27 日

European Collaborative Action (1997) *Total Volatile Organic Compounds TVOC in Indoor Air Quality Investigations*, Report No. 19, Brussels, European Commission

World Health Organization, Regional Office for Europe (1982) *Indoor Air Pollutants: exposure and health effects*, EURO Reports and Studies 78

World Health Organization, Regional Office for Europe (1989) *Indoor Air Quality: Organic Pollutants*, Copenhagen, EURO Reports and Studies No. 111.

第3章

居住環境に関わる環境因子と健康影響

第3章 居住環境に関わる環境因子と健康影響

3-1. はじめに

古来より住宅は、居住者を寒さや暑さから守り、外敵の侵入を防ぐシェルターであるとともに、そこに住まう居住者の暮らしと健康と支える重要な生活基盤であった。居住環境は、建物の周辺環境、住居構造、住宅に使用される建材や家具、室内で使用される暖房や調理器具、室内に持ち込まれる家庭用品など、さまざまな環境因子の影響を受ける。近年の化学工業の発達にともない、居住環境では、合成化学物質とそれを原料としたさまざまな素材や製品が利用されるようになった。そして、我々の生活は、快適で便利な暮らしができるようになった。しかし一方では、省エネルギーのために気密性が向上した室内環境において、これらの素材や製品などから放散される化学物質による室内空気汚染等によって引き起こされる健康影響が公衆衛生上の大きな問題となった。我が国では、いわゆるシックハウス症候群と呼ばれている。

本章の目的は、居住環境における健康影響を、居住環境に関わるさまざまな環境因子との関連性から調査し、その実態を把握することである。

居住環境が関連する病態として、気管支喘息、アトピー性皮膚炎、アレルギー性鼻炎、アレルギー性結膜炎、花粉症などのアレルギー疾患がある。アレルギーは、免疫反応による生体への傷害であり、その発症因子としては、ハウスダスト、カビ、ダニ、ペットの毛やふけ、花粉、重金属などの環境由来抗原であるアレルゲンが関与している。そして、アレルギー疾患と環境因子との関連性については、既往の研究が多数報告されている(逢坂ら, 1985; Ishizaki et al., 1987; 由良ら, 1988; Cuijpers et al., 1995; Volkmer et al., 1995; 木村ら, 1996; Peat et al., 1996; William et al., 1997; 坂口, 1998; 高島, 1998; 吉川, 1998; 佐々木, 1999; Mutius, 2000; 山本ら, 2001; 吉野ら, 2002)。

欧米では 1970 年代頃から、オフィスビルの室内空気汚染問題として、シックビルディング症候群が社会問題化していった。シックビルディング症候群は、眼・鼻・のどへの刺激、粘膜の乾燥、皮膚の紅斑、易疲労感、頭痛、頻発する気道感染、呼吸苦、喘鳴、非特異的な過敏症状、吐き気、めまい、これらの症状を、ある建築物あるいは特定部分において示す病態と定義されている(WHO Europe, 1982)。シックビルディング症候群に関連する環境因子については、アメリカとカナダで政府機関による大規模な調査が実施されており、室内発生源による汚染、不適切な換気、建材、微生物汚染、屋外発生源による汚染などが報告されている(安藤, 2002)。日本のシックハウス症候群は、欧米諸国で報告されてきたシックビルディング症候群が、我が国独自の社会的用語として定着したものと考えられている(池田, 1998)。しかしながら、欧米諸国と日本では、気候、住宅様式、住まい方などが異なるため、それぞれの国や地域ごとに居住環境に関連する環境因子を把握する必要がある。

本章では、化学物質による室内空気汚染等が主な原因とされている、いわゆるシックハウス

症候群(厚生省, 2000)に焦点をあて、環境因子との関連性について、日本で報告されている最近の研究をレビューした。これらの結果から、リスク管理としての建築設計や住まい方を提案することが本章の目標である。

3-2. 研究方法

1975年から2006年4月までの厚生労働科学研究成果データベース、独立行政法人科学技術振興機構のデータベース(JOIS)で検索し、関連文献を収集した。検索にあたっては、シックハウス、疫学調査、アンケート、健康、健康影響、健康障害、要因、環境要因、環境因子、居住環境、住環境、環境をキーワードとした。

環境因子と健康影響の関連性を解析するにあたり、多数の因子が存在する場合、 χ^2 検定等の単変量解析を用いて各々の因子との関連性を解析しただけでは、その結果が他の因子の影響を受け、実際の関連性とは異なる結果を得る可能性がある。そこで、医学統計の分野などでは、このような交絡因子の影響を解析で取り除き、各々の因子の影響の強さを評価する多変量解析が主に利用されている(丹後, 1993)。そこで、収集した文献のうち、多変量解析により交絡因子の影響を取り除き、各々の因子の影響の強さを評価している研究を選択した。

いわゆるシックハウス症候群は、医学的に確立した単一の疾患ではなく、居住に由来するさまざまな健康障害を総称する用語とされている。そして、その主な症状は、皮膚や眼、咽頭などの皮膚・粘膜刺激症状、全身倦怠感、頭痛・頭重などの不定愁訴である(厚生労働省, 2004)。そこで本章では、収集した研究で定義されているシックハウス症候群、あるいは居住に由来する症状を包括的にシックハウス様症状と表現した。

3-3. 結果および考察

3-3-1. シックハウス様症状の有訴率の実態

我が国におけるシックハウス様症状に関する疫学調査の歴史は浅い。1998年に深谷(1998)は、患者団体の協力などによって、「新築住宅入居後に体調を崩した」と訴える患者41名を対象とした各種症状に関するアンケート調査を実施している。この調査は、シックハウス様症状を訴える人たちに対する調査であり、有訴率の実態把握を目的とはしていなかった。

真鍋ら(2001)は、1998年8月から9月にかけて、熊谷市を中心とした埼玉県北部の一戸建住宅120戸の居住者に対して自記式のアンケート調査を実施している。回答者99名のうち10名(10.1%)をシックハウス症候群と確定しているが、その判断基準を「①臨床症状(粘膜刺激症状、頭痛、咳・喘鳴、咽頭痛、疲労・倦怠感など)、②症状の発現状況、③居住環境と症状の関係、④居住環境(築年数、換気状況、臭気の有無)の4点に基づき診断、居住環境の改善や一時転居により症状が消失あるいは軽減した場合をシックハウス症候群と確定」としている。

西條ら(2002)は、2001年4月から同年7月にかけて、札幌近郊の新築・改築数年以内の住宅1,775軒の居住者に対して自記式のアンケート調査を実施している。皮膚、眼、鼻、のど、胸、

精神・神経症状、体温・汗の症状、泌尿生殖器症状、関節症状、消化器症状のうち、新築または改築後に発症・悪化した症状が1個の場合を「発症・悪化群」、2個以上の場合を「多訴群」と定義した結果、回答者564人（男性465人、女性96人、不明3人、平均年齢44歳）のうち、有訴率は「症状あり」37.2%、「発症・悪化群」16.7%、「多訴群」10.1%であった。

東ら(2004)は、2002年8月に埼玉県内でランダム抽出した住宅3,000世帯の全居住者に対して自記式のアンケート調査を実施している。回答を得た2,368世帯の回答者7,395人（男性3,656人、女性3,730人、不明9人）について、眼がちかちかする、涙がでる、鼻づまり、鼻水、のどが渇きやすい、咳き込みやすい、湿疹がでる、吐き気がする、頭痛、めまい、動悸がする、息がしにくいなど、最近家の中でいずれかの症状を感じる居住者は24.7%であったと報告している。このように、1998年から2002年にかけて、地域ベースでの疫学調査がなされている。

全国規模の疫学調査は数少ない。子安ら(2004a)は、2001年1月から2002年12月にかけて、東京都品川区全公立小学校児童、岐阜県内の一部公立小学校児童、昭和大学小児科外来、岐阜県、山口県および北海道の調査協力医院を受診した患者とその保護者15,908人（成人8,737人、平均年齢39.7歳、小児7,171人、平均年齢9.3歳）に対して自記式のアンケート調査を実施している。この調査では、シックハウス様症状について、「病因や病態が医学的に解明されているアレルギーや微生物に起因する疾患を除外し、他の環境因子が存在する特定の建物において、粘膜刺激症状や不定愁訴を主体とする症状」と位置付けている厚生労働省室内空気質健康影響研究会の定義(厚生労働省, 2004)に基づき、ところかまわず症状を起こすものを除外し、原因環境因子を1つ以上有するものをシックハウス様症状と判定している。この調査の結果、成人の有訴率は8.5%(女性9.3%、男性4.3%)、小児の有訴率は4.6%であった。

岸ら(2005)は、2003年11月から2004年6月にかけて、北海道、東北、名古屋、大阪、岡山、北九州の6地域で建築確認申請から抽出した戸建住宅の居住者に対して自記式のアンケート調査を実施している。症状については、最初に、「世帯の中で、特に現在、何らかの症状（例えば疲れや頭痛など）による体の不調、目や鼻のかゆみや痛みなどの粘膜刺激症状、湿疹やアレルギーなどのある方がいますか？」と質問し、次にその世帯の中で有症者がある場合、一番症状が強い人の症状について、皮膚、眼、鼻、のど、胸、精神・神経症状、自律神経症状、泌尿生殖器症状、筋肉・関節症状、消化器症状について、頻度、新築・改築後の発症・増悪の有無、その症状が家を離れるとよくなるかについて質問している。解析対象とした築6年以内の戸建住宅2,298軒のうち、症状が「いつもある」で、その症状は「家を離れるとよくなる」を有意なシックハウス様症状と定義（SHS1）した場合、有訴率は2.0%であった。また、症状が「時々ある」または「いつもある」で、その症状が「家を離れるとよくなる」を有意なシックハウス様症状と定義（SHS2）した場合、有訴率は4.3%であった。

岸ら(2006)は、前述の調査(岸ら, 2005)の住宅2,298軒のうち、環境測定に同意した425軒とその居住者1,479名について、皮膚、眼、鼻、のど、胸、精神・神経症状、自律神経症状、筋肉・関節症状、消化器症状について、何らかの症状が1つ以上「いつもある」で、さらに「自

宅の環境が影響していると思う」を SHS1、何らかの症状が1つ以上「いつもある」または「時々ある」で、さらに「自宅の環境が影響していると思う」を SHS2 とした結果、SHS1 の有訴率 8.0%、SHS2 の有訴率 18.1%と報告している。しかし、この集計結果は、環境測定に同意したものに限っているため、シックハウス様症状を有する集団に偏った結果となっている可能性があることに留意しなければならない。

シックハウス様症状については、さまざまな定義のもとで既往の研究がなされていたため、その実態が把握しにくい状況となっていた。そこで厚生労働省は、室内空気質健康影響研究会を発足し、医学的知見を整理したうえで、「病因や病態が医学的に解明されているアレルギーや微生物に起因する疾患を除外し、室内環境におけるさまざまな環境因子の関与が想定される、皮膚・粘膜刺激症状や、頭痛・倦怠感等の不定愁訴を主体とする非特異的症状群」と位置付けている(厚生労働省 2004, 室内空気質健康影響研究会 2004, 相澤ら 2005)。既往の研究のうち、真鍋ら(2001)、西條ら(2002)、東ら(2004)の研究は、皮膚・粘膜刺激症状や、頭痛・倦怠感等の不定愁訴を主体とする症状の有訴率を調査しているが、アレルギー疾患が除外されていないため、シックハウス様症状としては高い有訴率が得られていると考えられる。子安ら(2004a)は、室内空気質健康影響研究会の定義に基づき調査し、成人で 8.5%の有訴率を報告している。岸ら(2005)の調査では、アレルギー疾患は除外されておらず、例えば疲れや頭痛など、何らかの症状を訴える居住者の有訴率は 28.0%であった。しかし、症状が「時々ある」または「いつもある」で、その症状が「家を離れるとよくなる」とした場合の有訴率は 4.3%であった。つまり、家を離れると症状が軽減あるいは消失することを含めれば、シックハウス様症状の有訴率は大きく低下する。

これらの状況から鑑みても、シックハウス様症状について厳密な医学的定義を行うことは困難であり、有訴率の実態を正確に把握することが困難となっている。しかし、アレルギー疾患が含まれたとしても、居住者の皮膚・粘膜刺激症状や不定愁訴において、高い有訴率が報告されていること、また、全国規模の実態調査において、2.0%から 8.5%の有訴率が報告されていることを考慮すると、居住者の健康を保持増進するという観点から、シックハウス様症状は公衆衛生上、あるいは環境保健上においても重要な問題と位置付けるべき実態にあると言える。

3-3-2. シックハウス様症状と関連要因に関する疫学調査結果

居住環境の室内空気質に影響を及ぼす因子として、1994 年に国際連合の専門委員会は、揮発性物質や粒子状物質などの化学因子、かびやダニなどの生物因子、温湿度や音などの物理因子をあげている(Crowther, 1994; UNCHS, 1997)。また、アメリカ環境保護庁(USEPA, 1989)は、室内空気汚染物質の汚染源として、合板・接着剤・塗料・防蟻剤などの建築材料、洗浄剤・防虫剤・芳香剤などの家庭用品、開放燃焼型暖房器具や調理器具・空調装置などの建物起因、喫煙や人の代謝物・衛生状態などの生活起因をあげている。つまり住宅や建物だけでなく、我々の住まい方や暮らし方も強く影響している。シックハウス様症状も、同様のことが言えると考

えられる。そこで、我が国におけるシックハウス様症状に関連する疫学研究に基づき、表 3-1 から表 3-8 にシックハウス様症状と環境因子を含む関連要因に関する既往の疫学調査結果をまとめた。

表 3-1 シックハウス様症状と関連要因に関する疫学調査結果 (1)

引用文献	研究のデザイン	健康状態	要因	結果
真鍋ら(2001)	調査対象 熊谷市を中心とした埼玉県北部の一戸建住宅120戸(回答99戸、内男性14人、女性85人)。 * 解析は女性のみ実施 調査時期 1998年8月～同年9月 調査方法 自記式アンケート調査 解析方法 多変量ロジスティック回帰分析	①臨床症状(粘膜炎、刺激症状、頭痛、咳・喘鳴、咽頭痛、疲労・倦怠感など)、 ②症状の発現状況、 ③居住環境と症状の関係、 ④居住環境(築年数、換気状況、臭気の有無)の4点に基づき診断、居住環境の改善や一時転居により症状が消失あるいは軽減した場合をシックハウス症候群と確定	ライフスタイルと健康状態 (アレレルギー、アトピー、喘息、受動喫煙、飲酒歴)、室内環境(強い臭気、上気道刺激臭、眼刺激臭、有機溶剤臭、臭気、農薬臭、かび臭)、在宅時間、睡眠時間、換気状態	(1)健康状態 「シックハウス症候群」と確定した比率10.1% (2)解析結果 強い臭気(オッズ比1.95%CI 2.9-∞)、上気道刺激臭(オッズ比36.67, 95%CI 2.9-∞)、眼刺激臭(オッズ比130.67, 95%CI 9.73-∞)、有機溶剤臭(オッズ比1.95%CI -, p<0.001)、農薬臭(オッズ比1.95%CI -, p<0.016)、かび臭(オッズ比24.95%CI 1.78-∞)、換気十分(オッズ比0.14, 95%CI 0.024-0.819)
西條ら(2002)	調査対象 札幌近郊の新築・改築数年以上の住宅1,775軒(回答564軒、内男性465人、女性96人、不明3人、平均年齢44歳) 調査時期 2001年4月～同年7月 調査方法 自記式アンケート調査 解析方法 多変量ロジスティック回帰分析	皮膚、眼、鼻、のど、胸、精神・神経症状、体温・汗の症状、泌尿生殖器症状、関節症状、消化器症状のうち、新築または改築後に発症・悪化した症状が1個の場合を「発症・悪化群」、2個以上の場合を「多訴群」	地域環境(騒音、振動、大気汚染、幹線道路・高圧電線との関係)、住宅形態、住宅構造、築年数、入居年数、改築の有無、部屋の仕様のカーペットの使用、臭いのある家具、新建材の使用)、換気(換気孔の状態、強制換気・床下換気の有無、空気清浄機の使用)、湿度管理(加湿器や除湿器の使用、結露・かびの発生状況)、芳香剤・防虫剤の使用状況、掃除の状況(頻度や掃除中の換気、蒲団の虫干しの頻度)、ダニ・ノミの発生状況、屋内でのペットの飼育の有無、屋内での趣味による化学物質曝露、喫煙者の有無	(1)健康状態 有訴率「症状あり」37.2%、「発症・悪化群」16.7%、「多訴群」10.1% (2)解析結果 「発症・悪化群」 幹線道路から100m以内に居住(オッズ比0.37, 95%CI 0.19-0.71)、屋内で結露の発生あり(オッズ比1.87, 95%CI 1.01-3.30)、屋内でかびの発生あり(オッズ比2.19, 95%CI 1.16-4.13) 「多訴群」 幹線道路から100m以内に居住(オッズ比0.30, 95%CI 0.13-0.72)、気になる臭いのある家具あり(オッズ比3.38, 95%CI 1.30-8.80)、屋内で結露の発生あり(オッズ比2.03, 95%CI 1.00-4.12)、屋内でかびの発生あり(オッズ比2.39, 95%CI 1.10-5.18)

表 3-2 シックハウス様症状と関連要因に関する疫学調査結果 (2)

引用文献	研究のデザイン	健康状態	要因	結果
吉良(2003)	調査対象 岡山周辺の新築建物の居住者312人(25地点) 調査時期 2000年～2001年 調査方法 自記式アンケート調査、気中濃度の測定 解析方法 多変量ロジスティック回帰分析	皮膚症状、眼の症状、鼻の症状、耳の症状、喉の症状、胸部症状、喉の症状、精神・神経の症状、体温・汗、筋肉・関節の症状、消化器の症状	性別、年齢、TVOC気中濃度、喫煙、職種、ホルムアルデヒド	(1)健康状態 有訴率の記載なし (2)解析結果 「皮膚症状」性別(女性) (オッズ比6.56, 95%CI 2.38-18.1)、職種(事務) (オッズ比5.91, 95%CI 1.57-22.2)、労働時間>50時間/週 (オッズ比2.48, 95%CI 1.11-5.51) 「眼の症状」性別(女性) (オッズ比2.00, 95%CI 1.07-3.76)、TVOC>1200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (オッズ比2.40, 95%CI 1.11-5.19) 「鼻の症状」ホルムアルデヒド(オッズ比1.03, 95%CI 1.01-1.05)、年齢40-49歳 (オッズ比0.33, 95%CI 0.14-0.75) 「耳の症状」性別(女性) (オッズ比3.30, 95%CI 1.40-7.81) 「喉の症状」性別(女性) (オッズ比3.23, 95%CI 1.75-5.96) 「精神・神経の症状」性別(女性) (オッズ比2.74, 95%CI 1.35-5.58) 「体温・汗」年齢>49歳 (オッズ比2.60, 95%CI 1.06-6.43)、職種(看護師) (オッズ比5.69, 95%CI 2.06-15.7)、職種(事務) (オッズ比5.73, 95%CI 1.47-22.4)、TVOC>1200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (オッズ比2.62, 95%CI 1.18-5.81) 「筋肉・関節の症状」性別(女性) (オッズ比2.25, 95%CI 1.18-4.28)、喫煙 (オッズ比2.30, 95%CI 1.01-5.22) 「消化器の症状」性別(女性) (オッズ比2.13, 95%CI 1.16-3.92)

表 3-3 シックハウス様症状と関連要因に関する疫学調査結果 (3)

引用文献	研究のデザイン	健康状態	要因	結果
吉良(2003)	調査対象 岡山周辺の新築建物の居住者312人(25地点) 調査時期 2000年～2001年 調査方法 自記式アンケート調査、気中濃度の測定 解析方法 多変量ロジスティック回帰分析	皮膚症状、眼の症状、鼻の症状、耳の症状、喉の症状、胸部の症状、精神・神経の症状、体温・汗、筋肉・関節の症状、消化器の症状	性別、年齢、喫煙の有無、TVOC気中濃度 $400\mu\text{g}/\text{m}^3$ 超過の有無、各VOCsの検出の有無	(1)健康状態 有訴率の記載なし (2)解析結果 「皮膚症状群」TVOC(オッズ比0.55, 95%CI 0.31-0.95) 「皮膚の乾燥」酢酸ブチル(オッズ比2.61, 95%CI 1.03-6.62) 「眼症状群」 <i>n</i> -ヘキサン(オッズ比1.94, 95%CI 1.09-3.47)、TVOC(オッズ比1.78, 95%CI 1.07-2.98) 「眼の乾燥」2,4-ジメチルペンタン(オッズ比6.08, 95%CI 1.39-26.6) 「眩しい」酢酸ブチル(オッズ比2.24, 95%CI 1.08-4.68) 「眼の疲れ」キシレン(オッズ比1.94, 95%CI 1.01-3.72) 「視力低下」TVOC(オッズ比2.10, 95%CI 1.15-3.83) 「鼻のむずむず感」 <i>n</i> -ヘキサン(オッズ比1.98, 95%CI 1.05-3.70) 「喉の症状群」酢酸ブチル(オッズ比2.16, 95%CI 1.13-4.10) 「喉の乾燥」トルエン(オッズ比2.42, 95%CI 1.15-5.09)、キシレン(オッズ比4.05, 95%CI 2.14-7.64)、エチルベンゼン(オッズ比3.29, 95%CI 1.81-6.00)、酢酸ブチル(オッズ比3.05, 95%CI 1.61-5.75)、TVOC(オッズ比1.98, 95%CI 1.18-3.32) 「喉の詰まり感」酢酸ブチル(オッズ比2.37, 95%CI 1.15-4.90) 「胸の症状」キシレン(オッズ比2.41, 95%CI 1.25-4.67)、エチルベンゼン(オッズ比2.15, 95%CI 1.14-4.05) 「精神・神経症状群」キシレン(オッズ比1.94, 95%CI 1.00-3.74)、エチルベンゼン(オッズ比1.88, 95%CI 1.01-3.49)、TVOC(オッズ比2.2, 95%CI 1.32-3.67) 「疲れやすい」キシレン(オッズ比2.63, 95%CI 1.42-4.88)、エチルベンゼン(オッズ比2.92, 95%CI 1.62-5.26)、酢酸ブチル(オッズ比2.25, 95%CI 1.21-4.18)、 <i>n</i> -ヘキサン(オッズ比2.04, 95%CI 1.15-3.62)、TVOC(オッズ比1.77, 95%CI 1.05-2.97) 「めまい」キシレン(オッズ比2.57, 95%CI 1.32-4.99)、エチルベンゼン(オッズ比2.66, 95%CI 1.40-5.04)、 <i>n</i> -ヘキサン(オッズ比1.97, 95%CI 1.04-3.72)、TVOC(オッズ比1.87, 95%CI 1.03-3.38) 「尿が出にくい」キシレン(オッズ比2.60, 95%CI 1.26-5.34)、エチルベンゼン(オッズ比2.45, 95%CI 1.22-4.92) 「汗をかきやすい」キシレン(オッズ比2.10, 95%CI 1.13-3.92)

表 3-4 シックハウス様症状と関連要因に関する疫学調査結果 (4)

引用文献	研究のデザイン	健康状態	要因	結果
岸(2003)	調査対象 札幌市内の主として新築住宅96軒とその居住者317人(男性156人、女性171人) 調査時期 2001年8月～同年9月 調査方法 自記式アンケート調査、気中濃度の測定 解析方法 多変量ロジスティック回帰分析	皮膚症状、眼の症状、鼻の症状、喉・呼吸器の症状、全身症状、上記いずれかの症状	各VOCs、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒドの気中濃度に対して性別、年齢、喫煙、ペット、在室時間、住居面積、換気システム、アレルギー・喘息の既往で調整	(1)健康状態 皮膚、眼、鼻、喉・呼吸器、全身症状、いずれかの症状は、それぞれ14.8%、13.2%、13.2%、15.5%、11.7%、33.1% (2)解析結果 「皮膚症状」トルエン(オッズ比2.21, 95%CI 1.12-4.37)、酢酸ブチル(オッズ比2.06, 95%CI 1.12-3.80)、TVOC(オッズ比7.17, 95%CI 1.69-30.4) 「眼の症状」トルエン(オッズ比2.13, 95%CI 1.03-4.44)、エチルベンゼン(オッズ比2.05, 95%CI 1.05-4.00)、キシレン(オッズ比2.22, 95%CI 1.09-4.56)、TVOC(オッズ比10.68, 95%CI 1.87-60.95) 「鼻の症状」パラジクロロベンゼン(オッズ比1.90, 95%CI 1.11-3.27)、キシレン(オッズ比2.34, 95%CI 1.17-4.70) 「喉・呼吸器症状」トルエン(オッズ比2.06, 95%CI 1.26-3.39)、 α -ピネン(オッズ比2.02, 95%CI 1.18-3.48)、パラジクロロベンゼン(オッズ比1.80, 95%CI 1.06-3.04)、ノナール(オッズ比2.79, 95%CI 1.11-7.03) 「全身症状」酢酸ブチル(オッズ比1.96, 95%CI 1.02-3.75) 「いずれかの症状」トルエン(オッズ比1.96, 95%CI 1.23-3.14)、エチルベンゼン(オッズ比2.52, 95%CI 1.45-4.36)、 α -ピネン(オッズ比1.68, 95%CI 1.11-2.53)、パラジクロロベンゼン(オッズ比1.68, 95%CI 1.11-2.53)、TVOC(オッズ比5.35, 95%CI 2.05-14.0)

表 3-5 シックハウス様症状と関連要因に関する疫学調査結果 (5)

引用文献	研究のデザイン	健康状態	要因	結果
Saijo et al. (2004)	調査対象 札幌市内の主として新築住宅96軒とその居住者317人(男性156人、女性171人) 調査時期 2001年8月～同年9月 調査方法 自記式アンケート調査、気中濃度の測定 解析方法 多変量ロジスティック回帰分析	皮膚症状、眼の症状、鼻の症状、喉・呼吸器の症状、全身症状、上記いずれかの症状	各VOCs、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒドの気中濃度に対して性別、年齢、ペット、在室時間、家族数、アレルギー・喘息の既往、結露の発生、カビの発生で調整	(1)健康状態 皮膚、眼、鼻、喉・呼吸器、全身症状、いずれかの症状は、それぞれ14.8%、13.2%、13.2%、15.5%、11.7%、33.1% (2)解析結果 「皮膚症状」トルエン(オッズ比5.57, 95%CI 1.38-22.56)、酢酸ブチル(オッズ比2.07, 95%CI 1.12-3.86)、TVOC(オッズ比14.09, 95%CI 2.41-82.2) 「眼の症状」キシレン(オッズ比2.18, 95%CI 1.03-4.59)、TVOC(オッズ比11.91, 95%CI 1.71-82.95) 「喉・呼吸器症状」α-ピネン(オッズ比1.84, 95%CI 1.07-3.17)、ノナナール(オッズ比2.79, 95%CI 1.10-7.07)、キシレン(オッズ比2.22, 95%CI 1.10-4.46) 「全身症状」酢酸ブチル(オッズ比1.95, 95%CI 1.02-3.76) 「いずれかの症状」トルエン(オッズ比4.17, 95%CI 1.45-12.0)、α-ピネン(オッズ比1.60, 95%CI 1.06-2.42)、TVOC(オッズ比5.86, 95%CI 2.09-16.42)
子安ら(2004b)	調査対象 岐阜県の公立小学校の児童と保護者1,456人(成人660人、小児796人) 調査時期 2002年11月 調査方法 自記式アンケート調査 解析方法 重回帰分析	鼻の症状、喉の症状、気道の症状、皮膚症状、体の不調、吐き気の何れか1つ以上を呈し、建物から離れると症状が改善または消失するものを「シックハウスの症候群」と判定。同様の症状を何れか1つ以上呈し、建物から離れると症状が改善または消失することはないものを「シックハウス症候群疑い群」と判定。	性別、築年数、睡眠時間、ストレス、喫煙状況、建材、ファンヒーター、ペット、アレルギー・体質の有無	(1)健康状態 「シックハウス症候群」1.4%、「シックハウス症候群疑い群」13.5% (2)解析結果 睡眠時間(標準偏回帰係数-0.03608, $p<0.0001$)、ストレス(標準偏回帰係数0.05599, $p=0.0028$)、建材(標準偏回帰係数0.38929, $p<0.0001$)、アレルギー・体質の有無(標準偏回帰係数0.29423, $p<0.0001$)

表 3-6 シックハウス様症状と関連要因に関する疫学調査結果（6）

引用文献	研究のデザイン	健康状態	要因	結果
東ら(2004)	調査対象 埼玉県内でランダム抽出した住宅3,000世帯(回答2,368世帯7,395人、内男性3,656人、女性3,730人、不明9人)	眼がちがかかする、涙がでる、鼻づまり、鼻水、のどが渇きやすい、咳き込みやすい、湿疹がでる、吐き気がする、頭痛、めまい、動悸がする、息がしにくいなど、最近家で感じる症状	年齢、性別、喫煙者の有無、周辺環境(住宅街、商店街、農村、幹線道路、工場、森林・スギ林、ごみ焼却場、産業廃棄物処理場)、住居形態、住宅構造、築年数、居住期間、2年以内のリフォームの有無、部屋の仕様と数、高気密住宅、セントラル換気設備、窓開けの頻度、夏に使用する機器、結露やかびの発生状況、室内で使用している主な機器、掃除の頻度、冬に使用する機器、寝具の天日干しの頻度、ベットの飼育の有無、洗濯物を乾かす場所	(1)健康状態 有訴率「最近家の中で感じる症状あり」24.7% (2)解析結果 農村に居住(オッズ比2.24, 95%CI 1.35-3.73)、工場あり(オッズ比1.67, 95%CI 1.07-2.62)、産業廃棄物処理場あり(オッズ比5.69, 95%CI 1.78-18.18)、2年以内に壁紙張り替えあり(オッズ比1.44, 95%CI 1.03-2.00)、フリーリング仕様の部屋の数(オッズ比0.91, 95%CI 0.86-0.98)、玄関でかびの発生あり(オッズ比1.88, 95%CI 1.31-2.70)、室内で洗濯物を乾かす(オッズ比2.09, 95%CI 1.16-3.77)、室内に観葉植物あり(オッズ比1.30, 95%CI 1.07-1.58)、室内に電気ストーブあり(オッズ比1.37, 95%CI 1.02-1.83)、室内に開放燃焼型石油ストーブあり(オッズ比1.33, 95%CI 1.10-1.60)

表 3-7 シックハウスの様症状と関連要因に関する疫学調査結果（7）

引用文献	研究のデザイン	健康状態	要因	結果
岸ら(2005)	調査対象 北海道、東北、名古屋、大阪、岡山、北九州の築6年以内の住宅2,298軒	①「世帯の中で、特に現在、疲れや頭痛などの何らかの症状による体の不調、目や鼻のかゆみや痛みなどの粘膜刺激症状、湿疹やアレルギーなどのある方がいますか？」と質問、②次にその世帯の中で有症者がいる場合、一番症状が強い人の症状について、皮膚、眼、鼻、のど、胸、精神・神経症状、自律神経症状、泌尿生殖器症状、筋肉・関節症状、消化器症状について、頻度、新築・改築後の発症・増悪の有無、その症状が家を離れるとよくなるかについて質問。症状が「いつもある」で、その症状は「家を離れるとよくなる」をSHS1、症状が「時々ある」または「いつもある」で、その症状が「家を離れるとよくなる」をSHS2	(a)家族数、築年数、結露の有無、かびの有無、かびの臭い、濡れタオルの乾きにくさ、水漏れの有無 (b)湿度指標(結露の有無、かびの有無、濡れタオルの乾きにくさ、水漏れの有無)の数を説明変数とし、家族数と築年数で調整	(1)健康状態 有訴率「SHS1」2.0%、「SHS2」4.3% (2)解析結果 「SHS2」 (a)かびの臭い(オッズ比2.00, 95%CI 1.13-3.54) (b)湿度指標2つ(オッズ比2.24, 95%CI 1.19-4.25)、3つ(オッズ比4.41, 95%CI 2.25-8.64)、4~5つ(オッズ比5.40, 95%CI 2.11-13.94)
	調査時期 2003年11月～翌年6月			
	調査方法 自記式アンケート調査			
	解析方法 多変量ロジスティック回帰分析			

表 3-8 シックハウス様症状と関連要因に関する疫学調査結果 (8)

引用文献	研究のデザイン	健康状態	要因	結果
岸ら(2006)	調査対象 岸ら(2005)の調査回答者、北海道、東北、名古屋、大阪、岡山、北九州の築6年以内の住宅2,298軒のうち、環境測定に同意した425軒とその居住者1,479名	皮膚、眼、鼻、のど、胸、精神・神経症状、自律神経症状、筋肉・関節症状、消化器症状について、何らかの症状が1つ以上「いくつかある」で、さらに「自宅の環境が影響していると思う」をSHS1、何らかの症状が1つ以上「時々もある」または「自宅の環境が影響していると思う」をSHS2	①化学物質：測定した全化学物質を性別と年齢で調整、②真菌：総CFUと各属のCFUを性別と年齢で調整、③ダニアレルゲン：Der1を性別と年齢で調整、④築年数、湿度環境指標悪化数、家の臭いが気になる、空気が悪いと思う、睡眠時間(6時間未満)、ストレスを性別と年齢で調整、これらの結果から総合解析を実施。総合解析は、性別、年齢、築年数、湿度環境指標、総CFU、Der1、ホルムアルデヒド、TVOCを基本項目とし、さらに①～④の解析結果から $p<0.1$ で関連する傾向があった項目(家の臭い、空気が悪い、睡眠時間、ストレス、ベンズアルデヒド、1,2-ジクロロエタン、クロジプロモタン、テトラクロエチレン、n-ノナン、Aspergillus属、Candida属、Cladosporium属、Rhodotorula属)を説明変数として投入	(1)健康状態 有訴率「SHS1」8.0%、「SHS2」18.1% (2)解析結果 「SHS1」 年齢(オッズ比0.98, 95%CI 0.97-0.99)、性別(女性)(オッズ比2.10, 95%CI 1.37-3.22)、湿度環境指標数(オッズ比1.33, 95%CI 1.10-1.60)、ストレス(オッズ比2.35, 95%CI 1.52-3.62)、1,2-ジクロロエタン(オッズ比6.51, 95%CI 2.58-16.41)、Rhodotorula属(オッズ比1.06, 95%CI 1.00-1.12) 「SHS2」 年齢(オッズ比0.99, 95%CI 0.98-1.00)、性別(女性)(オッズ比1.55, 95%CI 1.16-2.09)、湿度環境指標数(オッズ比1.26, 95%CI 1.11-1.44)、空気が悪い(オッズ比2.27, 95%CI 1.37-3.75)、ストレス(オッズ比1.46, 95%CI 1.06-2.00)、ベンズアルデヒド(オッズ比1.44, 95%CI 1.09-1.90)、1,2-ジクロロエタン(オッズ比3.06, 95%CI 1.34-6.99)、Rhodotorula属(オッズ比1.08, 95%CI 1.03-1.13)
	調査時期 2004年8月～同年12月			
	調査方法 自記式アンケート調査、化学物質の気中濃度の測定、真菌の気中濃度の測定、床のダニアレルゲンの測定			
	解析方法 多変量ロジスティック回帰分析			

表 3-1 から表 3-8 の研究を環境因子で大別すると、(1)周辺環境（幹線道路からの距離、大気汚染、騒音、振動、高圧電線、立地環境、工場や産業廃棄物処理場等の周辺に存在する建物など）、(2)住宅属性（住居形態、住宅構造、築年数、居住年数、住居面積、改築、リフォーム、部屋の仕様、換気設備など）、(3)室内環境（受動喫煙、水漏れの有無、濡れタオルの乾きにくさ、臭気や刺激臭の状況、ダニやノミの発生状況、かびの発生状況、結露の発生状況など）、(4)住まい方（在室時間、部屋の清掃頻度、窓開けの頻度、寝具の天日干し、洗濯物を乾かす場所、ペットの飼育状況、暖房器具・空気清浄機・加湿器・除湿器・芳香剤・防虫剤等の使用状況など）に分類できる。これらはアンケート調査されたものである。さらに、(5)化学物質、真菌の気中濃度(CFU)、床材や寝具のダニアレルゲン量(Der1)を直接測定したものがある。そして、その他の因子として、(6)個人属性（性別、年齢、喫煙状況、アレルギー歴、飲酒歴、ストレス、睡眠時間、職種、家族数など）をアンケートの調査項目としたものがある。以下、これらの調査項目ごとにその概要をまとめた。

(1) 周辺環境

西條ら(2002)は、札幌近郊の新築・改築数年以内の住宅 564 軒の回答を解析した結果、幹線道路から 100m 以内に居住していることとシックハウス様症状との関連性を報告している。東ら(2004)は、埼玉県内の住宅 2,368 世帯 7,395 人の回答を解析した結果、農村に居住、工場や産業廃棄物処理場が居住地周辺に存在することとシックハウス様症状との関連性を報告している。

(2) 住宅属性

子安ら(2004b)は、岐阜県の公立小学校の児童と保護者 1,456 人の回答を解析した結果、シックハウス様症状と建材との関連性を報告している。東ら(2004)は、壁紙の張り替え、フローリング仕様の部屋数の少なさとシックハウス様症状との関連性を報告している。

(3) 室内環境

真鍋ら(2001)は、埼玉県北部の一戸建住宅 120 戸を調査し、女性 85 人の回答を解析した結果、シックハウス様症状と関連性の強い項目として、強い臭気、上気道刺激臭、眼刺激臭、有機溶剤臭、農薬臭、かび臭、換気状態の不十分さを報告している。また西條ら(2002)は、気になる臭いのある家具、結露の発生、かびの発生との関連性を報告している。かびの発生については、東ら(2004)の埼玉県の調査、岸ら(2005)の全国規模の調査でもその関連性が報告されている。結露の発生や水漏れなどの湿度指標については、その数の多さとシックハウス様症状との関連性が岸ら(2005, 2006)の全国規模の調査で報告されている。さらに岸ら(2006)は、部屋の空気の悪さとの関連性を報告している。

(4) 住まい方

洗濯物を室内で乾かすこと、観葉植物の設置、電気ストーブや開放燃焼型石油ストーブの使用とシックハウス様症状との関連性が報告されている(東ら, 2004)。洗濯物を室内で乾かすことや観葉植物の設置は、湿度指標の1つと考えることができる。この指標との関連性は、他にもいくつか報告されている(西條ら, 2002; 岸ら, 2005; 岸ら, 2006)。

(5) 化学物質、真菌の気中濃度、ダニアレルゲン量(Der1)

吉良(2003)は、岡山周辺の新築建物の居住者 312 人の調査を解析した結果、 $1,200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の総揮発性有機化合物(TVOC)濃度と眼の症状や体温・汗との関連性、ホルムアルデヒドと鼻の症状との関連性を報告している。この調査で TVOC との関連性が示唆されたため、さらに各揮発性有機化合物(VOCs)について詳細に解析した結果、トルエン、キシレン、エチルベンゼン、酢酸ブチル、*n*-ヘキサン、2,4-ジメチルペンタン、TVOC と各種シックハウス様症状との関連性を報告している。このうち、キシレン、エチルベンゼン、酢酸ブチル、*n*-ヘキサン、TVOC が多くの症状と関連し、特に喉と精神・神経症状との関連性が強かった。

岸(2003)と Saijo ら(2004)は、札幌市内の新築住宅 96 軒とその居住者 317 人の調査を解析した結果、トルエン、酢酸ブチル、エチルベンゼン、 α -ピネン、パラジクロロベンゼン、ノナナール、キシレン、TVOC と各種シックハウス様症状との関連性を報告している。このうち皮膚の症状にはトルエンと酢酸ブチル、喉や呼吸器症状には α -ピネン、ノナナール、キシレンといった複数の化学物質が関連していた。

岸ら(2006)は、さらに全国規模の調査を実施し、環境測定に同意した 425 軒とその居住者 1,479 人の調査を解析した結果、ベンズアルデヒド、1,2-ジクロロエタン、*Rhodotorula* 属の真菌とシックハウス様症状との関連性を報告している。

(6) 個人属性

ストレス(子安ら, 2004b; 岸ら, 2006)、睡眠時間の短さ(子安ら 2004b)、アレルギー体質(子安ら 2004b)、性別(女性)(吉良, 2003; 岸ら, 2006)とシックハウス様症状との関連性が報告されている。

3-3-3. シックハウス様症状に関連する環境因子について

室内の気中濃度を直接測定し、シックハウス様症状との関連性を解析した研究がいくつか報告されている(吉良, 2003; 岸, 2003; Saijo et al., 2004; 岸ら, 2006)。多数の化学物質がシックハウス様症状に関連しており、室内空気中の化学物質がシックハウス様症状の主要な原因であることを直接的に示す重要な疫学調査結果と言える。しかし、その他の研究で関連性が示唆された環境因子についても、化学物質が関与しているものがある。

西條ら(2002)は、幹線道路の近さシックハウス様症状との関連性を報告している。近年の大

気汚染は、硫黄酸化物や降下煤塵を中心とした固定発生源から、大都市や幹線道路沿いなどにおける、窒素酸化物や浮遊粒子状物質（SPM）を主体とした移動発生源汚染に移行しつつある（嵯峨井ら，1999）。窒素酸化物の代表的な物質である二酸化窒素は、皮膚や粘膜を刺激する（IPCS, 1993）。SPM は、気管支喘息様の病態とアレルギー性鼻炎症状を引き起こすことが報告されている（嵯峨井ら，1999）。つまり、幹線道路に近い居住地ほど、自動車排気ガスに含まれるこれらの化学物質の影響を受けやすい。

東ら(2004)は、農村に居住、工場や産業廃棄物処理場などの周辺環境因子との関連性を報告している。これらの因子は、田畑に散布された農薬、産業廃棄物処理場からの排出ガス、工場からの排出ガスなど、有害化学物質が排出される可能性のある因子である。この調査では、周辺に産業廃棄物処理場があると回答した世帯では窓を閉める頻度が高かった。つまり、産業廃棄物処理場からの排出ガスが室内へ進入することを居住者が懸念していた可能性が示唆されている。廃棄物処理場周辺地域における居住者の健康調査としては、イギリス保健省が大規模な調査を実施している。その結果、廃棄物処理場の周囲 2km 以内の居住者は、その他の地域の居住者と比べ、先天性異常、低体重児出生、超低体重児出生のリスクがやや大きいと報告されている（Elliott et al., 2001）。シックハウス様症状との関連性について調査した研究例は極めて少ないが、喘息の申告数の増加（Fielder et al., 2001）や、気密性が高く室内が陰圧の建物で働く人々に生じた呼吸器症状、記憶力、集中力の低下が、廃棄物処理場からの排出ガスに関連していることが示唆されている（Fourtes, 1990）。さらに東ら(2004)は、壁紙の張り替えや開放燃焼型石油ストーブの使用とシックハウス様症状との関連性を報告している。壁紙を張り付ける接着剤に揮発性の有機溶剤が含まれていると、施工後に室内空気が汚染される可能性がある。Wieslander ら(1997)は、1 年以内に部屋の塗装を塗り替えた住宅では、喘息様症状を有する居住者が有意に多いと報告している。開放燃焼型石油ストーブの使用は、刺激性のある窒素酸化物を室内に放散して室内空気を汚染するため、適度な換気が必要であるといわれている（石黒ら，1989）。

部屋の臭いとシックハウス様症状との関連性がいくつか報告されている。真鍋ら(2001)が報告した強い臭気、上気道刺激臭、眼刺激臭、有機溶剤臭、農薬臭は、粘膜刺激性を有する化学物質、有機溶剤、農薬が臭いの原因であった可能性がある。この調査では換気の不十分さとの関連性も報告されている。十分に換気を行い、室内空気汚染物質を削減することは、シックハウス様症状を軽減する措置として効果的であると考えられる。西條ら(2002)は、気になる臭いのある家具との関連性を報告しているが、家具の表面塗装剤や表面仕上げ剤、接着剤が使用された木質材料などから放散された化学物質が臭いの原因であった可能性がある。

結露、かび、真菌、水漏れなどの湿度指標とシックハウス様症状との関連性が多数報告されている（真鍋ら，2001；西條ら，2002；東ら，2004；岸ら，2005；岸ら，2006）。また、室内で洗濯物を乾かす、あるいは観葉植物の使用との関連性も報告されている（東ら，2004）。これらの項目も湿度指標の 1 つと考えることができる。かびや真菌が直接アレルゲンとなって居住者の健康

に影響する可能性もあるが、微生物自体が3-メチルフランやブタン-1-オールなどの揮発性有機化合物を発生することが最近の研究で明らかとなっている(Wessen et al., 1996)。このような物質は、微生物由来揮発性有機化合物(MVOC: Microbial Volatile Organic Compounds)と呼ばれている。MVOCに関する研究報告は少なく、どのような微生物からどのようなMVOCが発生しているかということや、その分析技術に関する研究が中心である(朴ら, 2002; 朴ら, 2004)。スウェーデンでシックビルディング症候群が発生している建物において、室内の方が屋外よりもMVOC濃度が高かったと報告されている(Wessen et al., 1996)。MVOCの研究は、分析技術に課題が多く、研究が始まったばかりである。湿気が多い建物内はかび臭いと感じられることがあるが、MVOCによる臭いが原因となっている可能性がある。居住者の健康影響との関連性など、今後の疫学研究が必要と考えられる。

3-4. まとめ

本章では、居住環境に関わる環境因子と健康影響について、シックハウス様症状と環境因子との関連性に関わる日本の疫学研究を調査し、以下の知見を得た。

- (1) 室内空気中のさまざまな化学物質がシックハウス様症状に関連していた。そして、幹線道路、工場、産業廃棄物処理場などの周辺環境、内装建材など住宅の建築設計に関わるもの、家具や開放型石油ストーブなど室内に持ち込まれるものが環境因子としてシックハウス様症状に関連していた。
- (2) 結露の発生、かびの発生、水漏れの発生、観葉植物の設置、室内で洗濯物を干すなどの湿度指標に関わる項目が環境因子としてシックハウス様症状に関連していた。
- (3) 十分に換気を行い、室内空気汚染物質を削減することは、シックハウス様症状を軽減する措置として効果的であると考えられる。

以上のことから、居住地の周辺環境に対する配慮、住宅に使用される建材に対する配慮、室内に持ち込む家具や機器に対する配慮、十分な換気を行うことによって、居住者の健康リスク要因を減らすことができる。例えば、幹線道路や産業廃棄物処理場の近くに居住しない、化学物質の放散量を低減した建材や家具を使用する、機械換気設備等の設置により室内空気汚染を削減する、開放燃焼型石油ストーブなど室内空気を汚染する可能性のあるものを室内に持ち込まない、室内で洗濯物を乾かさない、通風や換気等により室内の湿気を抑制する、といった建築設計や住まい方が居住者の健康を保持増進するうえで効果的であると考えられる。

参考文献

- 相澤好治, 吉良尚平, 岸 玲子, 坂部 貢, 鳥居新平, 田中正敏, 吉村健清, 森本兼曩, 加藤貴彦 (2005) 室内空気質の健康影響に係る医学的知見の整理, 厚生労働科学特別研究事業, 平成 16 年度総括・分担研究報告書
- 東 賢一, 塩津弥佳, 池田耕一 (2004) 埼玉県における居住環境とアレルギー性疾患の関連性に関する調査研究, 日本建築学会環境系論文集, No. 584, pp. 83-90
- 安藤正典 (2002) 居住空間と化学物質による健康影響, 国立医薬品食品衛生研究所報告, **120**, pp. 6-38
- 池田耕一 (1998) ホルムアルデヒドと VOC による室内空気汚染問題, 生活と環境, **43** (4), pp. 24-33
- 石黒彩子, 土井まつ子, 鳥居新平 (1989) 窒素酸化物による室内汚染, 公衆衛生, **53** (2), pp. 113-116
- 逢坂文夫, 春日 斉, 杉田 稔, 松木秀明, 三宅 健 (1985) 学童における血清ダニ IgE 抗体と居住環境との関係の研究, 日本公衆衛生雑誌, **32** (12), pp. 731-737, 1985.12
- 岸 玲子 (2003) 北海道におけるシックハウス症候群に関する実態調査研究, 厚生労働省科学研究費補助金 (健康科学総合研究事業) シックハウス症候群に関する疫学的研究, 平成 14 年度研究報告書, pp. 76-92
- 岸 玲子, 西條泰明, 田中正敏, 柴田英治, 森本兼曩, 吉良尚平, 吉村健清, 長谷川友紀 (2005) 全国規模の疫学研究によるシックハウス症候群の実態と原因の解明, 厚生労働省科学研究費補助金 (健康科学総合研究事業), 平成 16 年度総括・分担研究報告書
- 岸 玲子, 田中正敏, 柴田英治, 森本兼曩, 吉村健清, 瀧川智子, 長谷川友紀, 西條泰明 (2006) 全国規模の疫学研究によるシックハウス症候群の実態と原因の解明, 厚生労働省科学研究費補助金 (健康科学総合研究事業), 平成 17 年度総括・分担研究報告書
- 木村有子, 孫 光, 金沢善智, 木田和幸, 三田禮造, 西沢義子, 橋本 功 (1996) アトピー性皮膚炎と居住環境との関連性について, 日本公衆衛生雑誌, **43** (12), pp. 1033-1044
- 吉良尚平 (2003) シックハウス症候群に関連する環境因子の実態調査, 厚生労働省科学研究費補助金 (健康科学総合研究事業) シックハウス症候群に関する疫学的研究, 平成 14 年度研究報告書, pp. 53-75
- 厚生省生活衛生局企画課生活化学安全対策室 (2000) シックハウス (室内空気汚染) 問題に関する検討会中間報告書ー第 1 回～第 3 回のまとめ, 2000 年 6 月 29 日
- 厚生労働省健康局生活衛生課 (2004) 「室内空気質健康影響研究会報告書: ～シックハウス症候群に関する医学的知見の整理～」の公表について, 平成 16 年 2 月 27 日
- 子安ゆうこ, 酒井菜穂, 今井孝成, 神田 晃, 川口 毅, 小田島安平 (2004a) 本邦におけるシックハウス症候群の大規模疫学調査, アレルギー, **53** (5), pp. 484-493
- 子安ゆうこ, 津村智恵子, 神田 晃, 川口 毅, 酒井菜穂, 今井孝成, 小田島安平 (2004b) シ

- シックハウス症候群の疫学調査, 昭和医学会雑誌, **64** (3), pp. 301-309
- 西條康明, 岸 玲子, 佐田文宏, 片倉洋子, 浦嶋幸雄, 畠山亜希子, 向原紀彦, 小林 智, 神和夫, 飯倉洋治 (2002) シックハウス症候群の症状と関連する要因, 日本公衆衛生雑誌, **49** (11), pp. 1169-1183
- 嵯峨井勝, 市瀬孝道, 熊谷嘉人, 高野裕久, 宮原裕一, H. B. Lim., 小林隆弘, 藤巻秀和, 古山昭子, 田村憲治, 本田 靖 (1999) ディーゼル排気による慢性呼吸器疾患発生機序の解明とリスク評価に関する研究, 国立環境研究所特別研究報告, SR-27-99
- 室内空気質健康影響研究会 (2004) 室内空気質と健康影響ー解説 シックハウス症候群ー, ぎょうせい
- 阪口雅弘 (1998) 室内環境アレルゲンとしてのペットおよびスギ花粉アレルゲン, 公衆衛生研究, **47** (1), pp. 19-23
- 佐々木 聖 (1999) 環境因子とアレルギー, 免疫・Immunology Frontier, **9** (5), pp. 311-314
- 高島浩介 (1998) 住環境にみるカビと健康障害, 公衆衛生研究, **47** (1), pp. 13-18
- 丹後俊郎 (1993) 新版 医学への統計学, 朝倉書店
- 朴 俊錫, 池田耕一 (2002) 居住空間における真菌由来揮発性有機化合物による室内空気汚染に関する研究: 付着材料別における真菌からの MVOCs 放散特性, 日本建築学会計画系論文集, No. 561, pp. 61-66
- 朴 俊錫, 池田耕一 (2004) 居住空間における真菌由来揮発性有機化合物による室内空気汚染に関する研究: その2 合板におけるホルムアルデヒド放散量による真菌成長への影響, 日本建築学会環境系論文集, No. 577, pp. 27-31
- 深谷元継 (1998) いわゆるシックハウス症候群についてのアンケート調査, 日本医事新報, No. 3884, pp. 41-44
- 真鍋重夫, 松下裕子 (2001) 一戸建住宅におけるシックハウス症候群の有病率と発症要因について, 臨床環境医学, **10** (1), pp. 11-20
- 山本昇壯, 玉置邦彦, 河野陽一, 笠置文善, 占部和敬, 小田島博, 常俊義三, 秀 道広, 森田栄伸 (2001) アトピー性皮膚炎の患者数の実態及び発症・悪化に及ぼす環境因子の調査に関する研究, 厚生科学研究研究費補助金 感覚器障害及び免疫・アレルギー等研究事業, 平成 12 年度総括・分担研究報告書
- 由良晶子, 清水忠彦 (1988): 小児アレルギー症状に対する環境因子の検討, 近畿大学環境科学研究所研究報告, 第 16 号, pp. 93-99
- 吉川 翠 (1998) ダニによるアレルギー問題, 公衆衛生研究, **47** (1), pp. 7-12
- 吉野 博, 北條祥子, 高田美紀, 角田和彦 (2002) 宮城県の児童を対象とした生活環境と健康障害との関連について調査研究, 日本建築学会計画系論文集, No. 558, pp. 87-94
- Crowther, D. (1994) *Building and Health*, University of Cambridge, UK, Ph.D. Thesis
- Cuijpers, C. E. J., Swaen, G. M. H., Wesseling, G., Sturmans, F. and Wouters, E. F. M.

- (1995) Adverse Effects of the Indoor Environment on Respiratory Health in Primary School Children, *Environmental Research*, **68**, pp. 11-23
- Elliott, P., Morris, S., Briggs, D., Hoogh, C., Hurt, C., Jensen, T. K., Maitland, I., Lewin, A., Richardson, S., Wakefield, J. and Järup, L. (2001) *Birth outcomes and selected cancers in populations living near landfill sites*, Report to the Department of Health, The Small Area Health Statistics Unit, Department of Epidemiology and Public Health, Imperial College.
- Fielder, H.M., Palmer, S.R, Poon-King, C., Moss, N. and Coleman, G. (2001) Related Articles, Links Addressing environmental health concerns near Trecatti landfill site, United Kingdom. *Arch. Environ. Health*, **56** (6), pp. 529-535
- Fuortes, L. (1990) A sick house syndrome, possibly resulting from a landfill geologic effluvia, *Vet. Hum. Toxicol.*, **32** (6), pp. 528-30
- International Programme on Chemical Safety (1993) Nitrogen Dioxide, International Chemical Safety Cards (ICSC), No. 0930
- Ishizaki, T., Koizumi, K. and Ikemori, R. (1987) Studies of prevalence of Japanese cedar pollinosis among the residences in a densely cultivated area, *Annals of Allergy*, **58**, pp. 265-270
- Mutius, E. (2000) The environmental predictors of allergic disease, *J. Allergy Clin. Immunol.*, **105** (1), Part 1, pp. 9-19
- Peat, J. K., Tovey, E., Toelle, B. G., Haby, M. M., Gray, E. J., Mahmic, A. and Woolcock, A. J. (1996) House dust mite allergens A major risk factor for childhood asthma in Australia, *Am. J. Respir. Crit. Care. Med.*, **153**, pp. 141-146
- Saijo, Y., Kishi, R., Sata, F., Katakura, Y., Urashima, Y., Hatakeyama, A., Kobayashi, S., Jin, K., Kurahashi, N., Kondo, T., Gong, Y. Y. and Umemura, T. (2004) Symptoms in relation to chemicals and dampness in newly built dwellings, *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, **77** (7), pp. 461-70
- United Nations Center for Human Settlements (1997) *BUILDING MATERIALS AND HEALTH*, HS/459/97E, ISBN-92-1-131-338-4
- United Stats Environmental Protection Agency (1989) *Report on Congress on Indoor Air Quality*, Report No. EPA/400/1-89/001A, Office of Air and Radiation and Office of Research and Development, August
- Volkmer, R. E., Ruffin, R. E., Wigg, N. R. and Davies, N. (1995) The prevalence of respiratory symptoms in South Australian preschool children. II. Factors associated with indoor air quality, *J. Paediatr. Child Health*, **31**, pp. 116-120
- Wessen, B. and Schoeps, K. O. (1996) Microbial volatile organic compounds – what

substances can be found in sick buildings? *Analyst*, **121** (9), pp. 1203-1205

Wieslander, G., Norback, D., Björnsson, E., Janson, C. and Boman, G. (1997) Asthma and the indoor environment: the significance of emission of formaldehyde and volatile organic compounds from newly painted indoor surfaces, *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, **69**, pp. 115-124

William, C., Maier, H., Arrighi, M., Morray, B., Llewellyn, C. and Redding, G. J. (1997) Indoor Risk Factors for Asthma and Wheezing Among Seattle School Children, *Environmental Health Perspectives*, **105** (2), pp. 208-214

World Health Organization, Regional Office for Europe (1982) *Indoor Air Pollutants: exposure and health effects*, EURO Reports and Studies 78

第4章

我が国の室内空気質規制の現状と課題

第4章 我が国の室内空気質規制の現状と課題

4-1. はじめに

近年、我が国ではいわゆるシックハウス症候群(以下、シックハウス症候群)と呼ばれる公衆衛生問題が社会的に大きくなっている。図4-1に示すように、1987年以降に掲載された一般紙「朝日新聞」及び業界紙「日刊工業新聞」の記事を、「シックビル」「シックハウス」「シックスクール」「化学物質過敏症」「ホルムアルデヒド」「揮発性有機化合物」「室内空気汚染」で検索した結果、1995年頃から関連記事が飛躍的に増大している。

シックハウス症候群の主な特徴は、建物の中に入ると、目や鼻の刺激、頭痛、吐き気などの症状が現れ、建物の外にでると症状が軽減または消失することであると我が国では考えられている。またその主な原因は、建材等から放散される化学物質による室内空気汚染であると考えられている(厚生省, 2000a)。

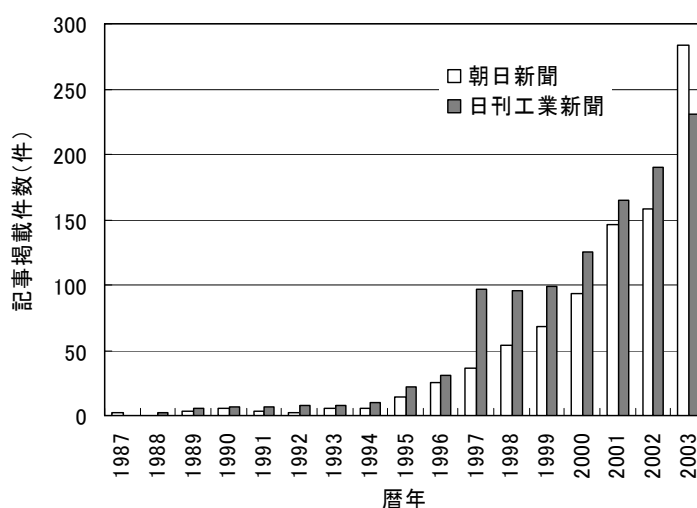


図4-1 室内空気汚染に関連する新聞記事の年次推移

このような状況を踏まえ、関係省庁は、化学物質の室内濃度指針値の策定、建築基準法における化学物質の使用規制、建築物衛生法の改正、住宅における化学物質濃度の任意表示制度、学校環境衛生の基準の改正、工業規格における化学物質の放散基準の改正等を行った。

一方、化学物質の多様化や量的拡大にともない、個々の化学物質の有害性に着目した従来の規制措置は限界にきている。そのため、化学物質による健康障害に対処するには、化学物質によるリスクの実態を評価し、そのリスクを適正に管理する必要がある。また、我々は日常、生活時間の約9割を室内で過ごしており、そのうち約6~8割の時間を住宅の中で過ごしている(塩津ら, 1998)。住宅には、乳幼児、高齢者、アレルギー症状を患う人々など、外的要因に対して傷つきやすい感受性の高い人たちが生活している。それゆえ、あらゆる居住者にとって、健康

的な室内空気質を確保する必要がある。

本章の目的は、居住環境を対象として、我が国でこれまで実施されてきた化学物質による室内空気汚染に対する取り組みにおいて残されている課題を明確にすることである。そして、今後の政策課題を提案することが本章の目標である。

4-2. 研究方法

関係省庁による規制、法律、ガイドラインの策定、関係業界の自主基準や自主規制、研究者らによる実態調査など、およそ過去 40 年間にわたる室内空気汚染に関する調査研究と対策を既往の文献や報告書をもとに整理した。そして、居住者の健康リスク削減の観点から、我が国において残されている課題を分析した。得られた課題には（課題）を記した。

4-3. 結果および考察

4-3-1. 調査研究と対策の動向

室内空気汚染に関する我が国の調査研究と対策の動向を表 4-1 に示す。

表 4-1 室内空気汚染に関する我が国の調査研究と対策の動向

年代	調査研究	対策
1970年代	<ul style="list-style-type: none"> ◆ 食器戸棚の合板由来のホルムアルデヒドによる悪臭に関する報告(東京都消費者センター; 1970) ◆ 日用品の化学物質と健康影響に関する研究 (豊川ら; 1971) 	<ul style="list-style-type: none"> ● 建築物衛生法(厚生省; 1970) ● 食器戸棚のホルムアルデヒドに関する指導通知(林野庁; 1970) ● 住宅の内装材のホルムアルデヒドに関する指導通知(林野庁, 農林省; 1971) ● 事務所衛生基準規則(労働省; 1972) ● 有害物質を含有する家庭用品の規制法(厚生省; 1974)
1980年代	<ul style="list-style-type: none"> ◆ 室内ホルムアルデヒドとVOCsの小規模実態調査 (松村; 1980、林; 1982、三谷ら; 1985) ◆ 家具中のホルムアルデヒドの実態調査 (佐藤ら; 1981) 	<ul style="list-style-type: none"> ● 住宅の省エネ基準(通産省, 建設省; 1980) ● 合板等のホルムアルデヒド放散量の日本農林規格(JAS)(農林省; 1980) ● PB等のホルムアルデヒド放散量日本工業規格(JIS)(通産省; 1983) ● クロルデン類が製造・輸入・使用禁止 (1986)
1990年代以降	<ul style="list-style-type: none"> ◆ ビルの室内ホルムアルデヒドとVOCsの全国調査(国立公衆衛生院; 1996) ◆ 建材、機材等のVOCsの全国調査(国立公衆衛生院; 1998) ◆ ホルムアルデヒドの全国調査(国立衛研; 1997) ◆ 居住環境中のVOCs全国調査(国立衛研; 1999) ◆ 学校の室内ホルムアルデヒドとVOCs全国調査(文部科学省; 2001, 2004) ◆ 居住環境中のホルムアルデヒドとVOCs全国調査(国土交通省; 2000, 2001, 2003) 	<ul style="list-style-type: none"> ● 住宅の新省エネ基準告示(通産省, 建設省; 1992) ● ホルムアルデヒド室内濃度指針値(厚生省; 1997) ● 住宅の次世代省エネ基準告示(通産省, 建設省; 1999) ● 12物質室内濃度指針値(厚生省; 2000-2002) ● TVOC暫定目標値(厚生省; 2000) ● 住宅品質確保促進法(国土交通省; 2000) ● 改正建築物衛生法(厚生労働省; 2003) ● 学校環境衛生の基準改訂(文部科学省; 2002) ● 改正建築基準法(国土交通省; 2003) ● 地域保健法の基本指針改訂(厚生労働省; 2003) ● 農薬取締法の省令改正(農林水産省; 2003) ● 事務所衛生基準規則の改訂(厚生労働省; 2004)

参考：WHO欧州空気質ガイドライン(1987), WHO空気質ガイドライン(1999)

VOCs：揮発性有機化合物, TVOC：総揮発性有機化合物

4-3-1-1. 特定建築物および事務所の衛生基準に関する法律

我が国では1970年に「建築物における衛生的環境の確保に関する法律（建築物衛生法）」が制定された。この法律は、延べ面積が3,000 m²以上である建築物及び8,000 m²以上の学校（総じて以下、特定建築物）が対象であった。空気環境基準として、浮遊粉じん量、一酸化炭素濃度、二酸化炭素濃度、温度、湿度、気流に関する維持管理基準及び2ヶ月以内に1回の定期点検が規定された。また、1972年に制定された労働安全衛生法の事務所衛生基準規則では、事務所に対して建築物衛生法と同様の基準が規定された。我が国ではこれらの基準により、欧米諸国で大問題となったシックビルディング症候群の発生が抑えられたと考えられている。

4-3-1-2. 家具や家庭用品による健康被害－1970年代の室内空気汚染－

1970年、東京都消費者センターは、食器戸棚の合板から放散されるホルムアルデヒドによる健康被害を公表した(厚生省, 1991)。ホルムアルデヒドの放散源は、合板の接着に使用されるユリア樹脂系接着剤であった。そこで関係省庁は、食器戸棚だけでなく、住宅の内装材に使用される合板に対しても、合板の製造時に接着剤及び接着作業の適正な管理を行うよう関係業界に対して行政指導を行った(林野庁, 1970; 林野庁, 1971)。そして1980年代に関係省庁は、合板やパーティクルボード等の木質建材から放散されるホルムアルデヒド放散量の規格(JIS, JAS)を定めた。

1960年代から1970年代にかけて、衣類やスプレー剤等の日用品から放散される化学物質による健康被害が発生した。そして、日用品等に含まれる化学物質による健康影響に関する調査結果が1971年に報告された(厚生省, 1991)。この報告は豊川レポートと呼ばれている。これは、1974年に「有害物質を含有する家庭用品の規制に関する法律」（以下、家庭用品規制法）が施行されるに至った根拠となる重要な報告であった。この法律で定められた基準は、衣類からの遊離ホルムアルデヒド濃度、スプレー剤に含まれるメタノール濃度や塩化ビニル濃度等であった。

このように、我が国では1970年代にホルムアルデヒドに関する調査や規制が家庭用品を中心に行われた。そして、その対策のための法律や基準が定められた。

4-3-1-3. ホルムアルデヒド濃度の実態調査と室内濃度指針値－1980年代～1990年代－

松村ら(1980)は、住宅におけるホルムアルデヒド濃度の実態調査を行った。結果は、一般家庭の洋間0.17ppm、同居間及び台所0.14ppm、新築プレハブ住宅0.11ppm、外気0.005ppmであった。つまり、室内空気は外気よりホルムアルデヒド濃度が高く、建材や家具類に使用されている接着剤が主な原因であろうと推測された。

これ以降、一般住宅の室内空気に関する小規模な調査がいくつか報告された。例えば、林ら(1982)は、目の刺激や皮膚の湿疹等の苦情があった住宅から平均0.12ppm（最小0.09～最大0.15）のホルムアルデヒド濃度を検出した。また、三谷ら(1985)は、入居後まもなく化学物質

による目の刺激と診断された居住者が住む築 3 ヶ月の新築住宅を調査したところ、平均 0.26ppm(最小 0.2～最大 0.38)のホルムアルデヒド濃度を検出した。

当時、我が国ではホルムアルデヒドの室内環境基準がなかった。松村ら(1983)は、デンマークやスウェーデン等では室内環境基準として 0.1ppm が定められていたことを根拠に、室内環境基準の設定を 1983 年に提案した。しかし表 4-1 から明らかなように、我が国でホルムアルデヒドの室内環境基準が定められたのは、1997 年であった(厚生省, 1997)。

佐藤ら(1981)は、食器戸棚やタンス等の家具から放散されるホルムアルデヒド濃度の実測を行った。その結果、1965 年以降に購入された家具(平均 $1.15 \mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot 24\text{hr}$)は、それ以前に購入された家具(平均 $0.10 \mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot 24\text{hr}$)よりもホルムアルデヒド放散量が約 10 倍高かった。また佐藤ら(1981)は、1977 年から 1980 年に横浜市の居住者が室内で悪臭の苦情を訴えた家具のホルムアルデヒド放散量を測定した。その結果、居住者は、 $10 \mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot 24\text{hr}$ 付近で臭気を感じ、数 $10 \mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot 24\text{hr}$ になると目の痛みを訴えていた。この報告は、1960 年代から 1970 年代にかけて、食器戸棚などによる悪臭等の健康被害が増加したことを裏付けたものであり、家具からのホルムアルデヒド放散量と健康影響との関連性を示した貴重な報告である。しかし、前述のように、1980 年に合板等のホルムアルデヒド放散量の規格が定められたものの、家庭用品規制法等の法律によりホルムアルデヒド放散量が規制されるには至らなかった。

このような小規模な報告の後、1995 年に国立公衆衛生院の池田ら(1998)は、築後半年以内の 19 の新築戸建住宅と、12 の中古戸建住宅におけるホルムアルデヒド濃度の実態調査を行った。その結果、中古戸建住宅は世界保健機関(WHO)欧州事務局が 1987 年に定めた気中濃度のガイドライン $0.1\text{mg}/\text{m}^3$ (0.08ppm) (WHO Europe, 1987)を越えていなかった。しかし、冬・春季約 26%、夏・秋季約 5%の新築戸建住宅が、WHO 欧州事務局のガイドラインを越えていた。

1996 年に国立医薬品食品衛生研究所(安藤, 1997a)は、さらに調査規模を拡大し、全国 230 の住宅に対してホルムアルデヒド濃度の全国調査を行った。その結果、約 25%強の住宅において、WHO のガイドラインを越えていた。この結果をふまえ、1997 年 6 月に厚生省(2000 年 1 月から厚生労働省に改編)は、人の鼻咽頭粘膜に対する刺激からホルムアルデヒドの室内濃度指針値 $0.1\text{mg}/\text{m}^3$ (0.08ppm)を策定した(厚生省, 1997)。

4-3-1-4. しろあり防除剤クロルデンの規制

近代戦争後、殺虫剤の開発が進む中、殺虫性が高く環境中での残留性が高いクロルデンなどの有機塩素系殺虫剤がしろあり防除剤として住宅で多用された。しかし、1968 年に発生したカネミ油症事件をきっかけに、化学物質による環境汚染や人の健康障害を未然に防止することを目的として、1973 年に化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律(以下、化審法)が制定された。そして、生体内で蓄積性が高く、自然界で分解し難く、人の健康に有害な影響が大きい化学物質に対する規制が強化された。

この法律により、1986 年にクロルデンが化審法の第一種指定化学物質に指定された。その結

果、クロルデン類の製造・輸入及び使用が禁止された。1987年に社団法人日本しろあり対策協会(1988)が会員企業を対象に調査したところ、使用薬剤が1種類の場合、クロルピリホスの使用割合が約76%と最も多く、次いでホキシムの使用割合が約14%と多かった。つまり、クロルデン類の規制により、しろあり防除薬剤は主にクロルピリホスへと置き換わった。

後述するが、国土交通省は2002年に建築基準法を改正し、我が国で広く使用され、かつ被害事例が多いクロルピリホスに対し、居室を有する建物内での使用を禁止した。つまり、ある化学物質を規制しても、他の化学物質へと置き換わり、その後、その物質による健康影響が確認されると、さらにその物質を規制する悪循環を招いた。(課題A)

4-3-1-5. 揮発性有機化合物(以下、VOCs)の実態調査と室内濃度指針値—1990年代—

1995年頃から室内空気汚染に対する社会的関心が高まったことを踏まえ、厚生省(1999)は、ホルムアルデヒド以外の44種類のVOCsに関して一般住宅を対象とした全国調査を行い、その結果を1999年に公表した。これらのVOCsは、接着剤や塗料などの溶剤、防虫剤、消臭剤などに利用されている化学物質であった。これらの一部はすでに欧州で実態調査が行われ、1987年にWHO欧州事務局が気中濃度のガイドラインを定めていた。調査の結果を以下に示す。

- 1) 全般的にVOCs濃度は室外より室内の方が高かった。
- 2) 防虫剤に利用されていたパラジクロロベンゼンは、厚生省による耐容平均気中濃度を越えた住宅が約5%であった。
- 3) 接着剤や塗料の溶剤として利用されていたトルエンは、WHO欧州事務局による気中濃度のガイドラインを越えた住宅が約6%存在した。

厚生省は、この調査結果を踏まえ、室内空気中の化学物質による健康被害防止策を推進するために、これまでに12の化学物質の室内濃度指針値と総揮発性有機化合物(TVOC)の暫定目標値を策定した(表4-2)。これらの化学物質は、以下に示す指標(厚生省, 2000a)をもとに選定された。

- (1) WHOなどにより気中濃度のガイドラインが提示されている。
- (2) 全国調査(厚生省, 1999)の結果から室内濃度が高く、その理由が室内の発生源によると考えられる。
- (3) パブリックコメントから特に要望があった。
- (4) 外国で新たな規制がかけられたこと等の理由により早急に指針値の策定を考慮する必要がある。
- (5) 主要な用途からみて万遍なく網羅している。
- (6) 主要な構造分類からみて万遍なく網羅している。

本来ならば、対策を行うべき要因を健康リスクの大きさから優先付けし、許容できないリスクの化学物質に対して対策を行うべきである。しかし、1995年以降、室内空気汚染による健康被害の問題が社会的に大きくなる中、厚生省は、化学物質による健康被害を生じさせないう

で望ましいと判断された値を早急に策定する必要があった。そこで、全国調査の結果から室内濃度が比較的高く、室内に発生源があると考えられる物質に、諸外国における既存の規制等を指標として指針値が策定された。そのため、この指針値は、リスク評価に基づいて優先付けされたものではなかった。(課題B)

表 4-2 厚生省（現、厚生労働省）による化学物質の室内濃度指針値

化学物質	室内濃度指針値: $\mu\text{g}/\text{m}^3$	毒性指標	主な排出源	設定日
ホルムアルデヒド	100 (0.08)	鼻咽頭粘膜への刺激	合板、接着剤	1997.6.13
トルエン	260 (0.07)	神経行動機能、生殖毒性	接着剤、塗料	2000.6.26
キシレン	870 (0.2)	出生児の神経毒性	接着剤、塗料	2000.6.26
パラジクロロベンゼン	240 (0.04)	肝臓、腎臓への影響	防虫剤	2000.6.26
エチルベンゼン	3800 (0.88)	肝臓、腎臓への影響	断熱材、塗料、床材	2000.12.15
スチレン	220 (0.05)	脳、肝臓への影響	断熱材、塗料、床材	2000.12.15
クロルピリホス	1 (0.00007)※小児0.1	新生児の神経、脳への影響	シロアリ駆除剤	2000.12.15
フタル酸ジ-n-ブチル	220 (0.02)	新生児の生殖毒性	軟質塩ビ樹脂、塗料	2000.12.15
テトラデカン	330 (0.04)	肝臓への影響	接着剤、塗料	2001.7.5
フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	120 (0.0076)	精巢毒性	軟質塩ビ樹脂、塗料	2001.7.5
ダイアジノン	0.29 (0.00002)	コリンエステラーゼ活性阻害	シロアリ駆除剤	2001.7.5
アセトアルデヒド	48 (0.03)	鼻腔嗅覚上皮への影響	合板、接着剤	2002.1.22
フェノブカルブ	33 (0.0038)	コリンエステラーゼ活性阻害	シロアリ駆除剤	2002.1.22
ノナナール	41 (0.007)暫定値	毒性学的影響	合板、接着剤	検討継続
総揮発性有機化合物(TVOC)	400 暫定目標値	—	内装材、家具、家庭用品	2000.12.15

()内は25°C換算時の体積濃度ppm

4-3-1-6. 総揮発性有機化合物（TVOC）の暫定目標値

厚生省（2000b）は2000年にTVOCの暫定目標値を定めた。これは、室内空気汚染の目安を示すもので、個別のVOCsの総量である。個別のVOCsの室内濃度指針値は、リスク評価に基づいた健康指針値であり、その濃度以下であれば通常の場合、健康への有害な影響は起こさないと推定された数値である。しかし、室内には複数のVOCsが存在することが全国調査（厚生省, 1999）で明らかになっており、順次これらのVOCsの指針値を検討していく必要がある。だが、そのためには膨大な時間がかかり、指針値が策定されていないVOCsによる汚染を未然に防止する必要がある。このような考えに基づき、TVOCの暫定目標値が設定された。

この目標値の設定にあたっては、リスク評価における毒性の用量／反応評価から耐容一日摂取量(TDI)または実質安全量(VSD)を算出するだけの科学的知見が確立されていないため、全国調査結果（厚生省, 1999）からTVOCの中央値を算出した。厚生労働省は、この数値を「合理的に達成可能な限り低い(ALARA: as low as reasonably achievable)」と判断される数値と仮定し、TVOCの暫定目標値に採用した。

TVOCの概念は、室内濃度指針値が設定されていない化学物質への代替を管理するうえで重要

である。しかし一方で、TOVCは、毒性学的な見地からガイドラインを設定することが困難なため、その概念の使用に懸念を示す報告がある(Wolkoff, 2003)。図4-2及び図4-3に接着剤及び塗料の出荷統計の年次推移を示す。ホルムアルデヒドの指針値が策定された1997年を境に、ホルムアルデヒド縮合系接着剤の出荷数量が減った。しかし、接着剤や塗料が溶剤系から非溶剤系へと置き換わった傾向はほとんどみられなかった。

一般に、水系の接着剤や塗料は、溶剤系のものと比べて耐水性、耐熱性、耐久性などの性能が劣る。また、水は有機溶剤に比べて揮発速度が遅いため、より多くの作業時間がかかるという問題もある。そのため容易には置き換えが進まず、室内濃度指針値が策定されたトルエンやキシレンから、指針値が策定されていない酢酸エチルなどの他の有機溶剤へ置き換えられていると考えられる。このような動きは、実際にはリスクが削減されない、あるいは新たなリスクが生じてしまうことになる可能性が懸念される。そのためにも、健康リスクの指標となるように、TVOCの暫定目標値を見直す必要がある。(課題C)

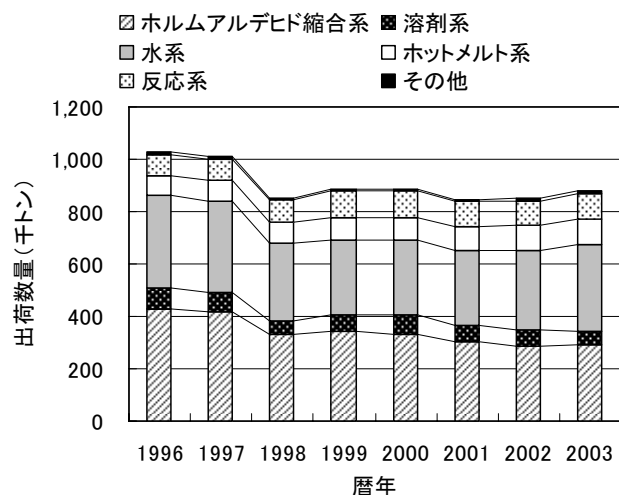


図4-2 接着剤出荷数量の年次推移
(社団法人日本接着剤工業会公表値)

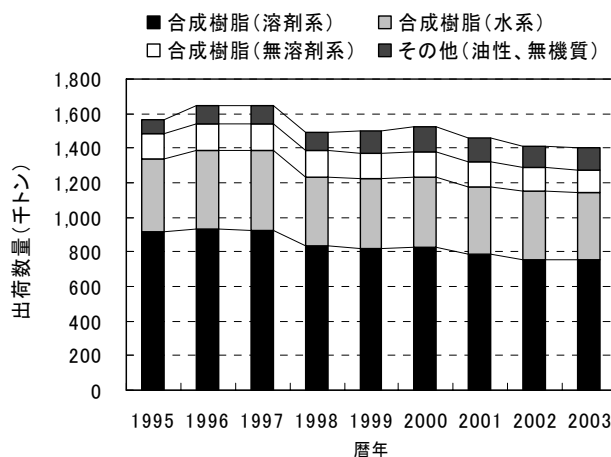


図4-3 塗料出荷数量の年次推移
(社団法人日本塗料工業会公表値)

4-3-1-7. 関連法規等の改正—2000年代—

厚生労働省が化学物質の室内濃度指針値を策定したことを踏まえ、関係省庁は、実際の建物における曝露評価を行うために、全国の住宅(国土交通省, 2001; 国土交通省, 2002; 国土交通省, 2003; 国土交通省, 2004)や学校(文部科学省, 2001; 文部科学省, 2004)における化学物質濃度の実態調査を行った。その結果を表4-3に示す。調査の結果、ホルムアルデヒドの指針値を越えていた住宅や学校の比率が高かった。また、住宅ではホルムアルデヒド、トルエン、キシレンの指針値超過率は年々低下傾向にあり、関係業界による対策が急速に進んでいることがわかる。今後、指針値が策定された化学物質は、関係業界等の対策により、室内濃度指針値を

超える住宅の割合はほとんどゼロになると思われる。

表 4-3 住宅と学校における全国調査結果

指針値超過率 (%)

化学物質	住宅				学校							
	2000	2001	2002	2003	2000 夏		2000 冬		2001 夏		2001 冬	
					午前	午後	午前	午後	午前	午後	午前	午後
ホルムアルデヒド	28.7	13.3	7.1	5.6	4.3	4.3	0	0.4				
トルエン	13.6	6.4	4.8	2.2	1.1	0.4	1.5	1.5				
キシレン	0.2	0.3	0	0.1	0	0	0	0				
エチルベンゼン	0	0	0	0	0	0	0	0				
スチレン		1.1	0	0.1	0	0.4	0	0				
アセトアルデヒド			9.2	9.5								
パラジクロロベンゼン					0	0	0	0				
クロルピリホス					0		0					
フタル酸ジ-n-ブチル					0		0					
テトラデカン									0	0	0	0
フタル酸ジ-2-エチルヘキシル									0		0	
ダイアジノン									0		0	

※空白部は測定対象外、住宅：国土交通省、学校：文部科学省

関係省庁は、これらの全国調査の結果を踏まえ、関連法規等を改正した。その概要を表 4-4 に示す。全国調査の結果、指針値超過率が最も高かったホルムアルデヒドに対する対策が最も厳しい。改正建築基準法では、ホルムアルデヒドの室内濃度が最も高くなる夏場の室温 28℃において指針値を超えないよう、ホルムアルデヒド発散建材の使用制限が行われた。この制限は、建材のホルムアルデヒド放散速度と部屋の換気回数の 2 つの因子から規定されている。ホルムアルデヒド発散建材は、ホルムアルデヒドの放散速度に応じ、その速度が遅いものから F☆☆☆☆、F☆☆☆、F☆☆の分類記号が日本工業規格(JIS)や日本農林規格(JAS) (表 4-5 参照)により定められた。この記号は製品にラベリングされている。設計施工業者は、このラベリングを参考に使用する建材を選定することができる。

建築基準法では、しろあり防除剤として使用されるクロルピリホスを使用禁止にした。その主な理由は、アメリカ環境保護庁が 2000 年に室内用途への使用を禁止したこと、代替の薬剤や防除工法が選定できること、の 2 点であった(本橋, 2004)。

建築物衛生法、事務所衛生基準規則、学校環境衛生の基準では、維持管理基準が改訂された。いずれも 1 回／年の測定が義務づけられている。管理基準を超えた場合、管理者は換気設備や建材等の見直しを行わねばならない。

一方、住宅は個人が管理するため、法規による維持管理基準は定められていない。しかし、住宅品質確保促進法の住宅性能表示制度を利用すれば、居住者は、指定検査機関の測定により化学物質濃度を知ることができる。本来、このような性能表示は、建築設計者が行うべきであろう。しかし、高精度の分析機器を用いて化学物質濃度を測定することは、それを専門としない建築設計者にとって容易なことではない。住宅性能表示制度は、個人の「知る権利」を確保

した点で、特筆すべき制度と言える。この表示制度は、空気環境だけでなく、耐震性、防火性、遮音性、採光性、省エネルギー対策、高齢者への配慮等の分野にも適用されている。

表 4-4 室内空気汚染の関連法規

環境因子		関連法規	建築基準法	建築物衛生法	事務所衛生基準規則	学校環境衛生の基準	住宅品質確保促進法	家庭用品規制法	健康増進法
		監督省庁	厚生労働省	厚生労働省	厚生労働省	国土交通省	国土交通省	厚生労働省	厚生労働省
		適用範囲	居室を有する建物	特定建築物	事務所	学校	新築住宅 既存住宅	家庭用品	多数の人の 利用施設
		手段	規制	維持管理基準	維持管理基準	維持管理基準	任意申請による性能表示	規制	指針
化学因子	ホルムアルデヒド	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以下を 目標とした内装建材の 使用制限	100	100	100	・濃度表示 ・使用建材の表示	樹脂加工剤 中の含有量*	
	アセトアルデヒド								
	ノナナール								
	トルエン					260	濃度表示 (任意)		
	キシレン					870 (必要時)	濃度表示 (任意)		
	エチルベンゼン					3800 (必要時)	濃度表示 (任意)		
	スチレン					220 (必要時)	濃度表示 (任意)		
	テトラデカン								
	パラジクロロベンゼン					240 (必要時)			
	フタル酸ジ-n-ブチル								
	フタル酸ジ-2-エチルヘキシル								
	クロロピリホス		使用禁止						
	ダイアジノン								
	フェノブカルブ								
	クレオソート油	ppm						PAH**含有量 薬剤: 10 処理木材: 3	
	たばこ煙								受動喫煙 防止策
	一酸化炭素	ppm		10*	10*	10*			
	二酸化炭素	ppm		1000*	1000*	1500*			
	二酸化窒素	ppm				0.06			
	浮遊粉じん	mg/m^3		0.15*	0.15*	0.1*			
生因子	落下細菌	CFU/room				10*			
	ダニ	個/ m^2				100			
物理因子	温度	°C		17~28*	17~28*	冬: >10* 夏: <30*			
	相対湿度	%RH		40~70*	40~70*	30~80*			
	換気	回/hr	住宅: 0.5 その他: 0.3			2.2: 小学以下* 3.2: 中学* 4.4: 高校*	設備の表示		
	気流	m/s		0.5*	0.5*	0.5*			

*: 室内濃度指針値策定(シックハウス症候群対策)以前に設定済

**：多環芳香族炭化水素(ジベンズ[a,h]アントラセン、ベンズ[a]アントラセン、ベンゾ[a]ピレン)

その他の関連法規 地域保健法: 行政機関によるシックハウス症候群の相談窓口

農薬取締法: 住宅地で散布する際の遵守事項

表 4-5 ホルムアルデヒド発散建材の規格

ホルムアルデヒド 放散速度 (mg/m ² h)	ホルムアルデヒド 発散建材		国土交通大 臣の認定	内装仕上げにお ける使用制限
	等級区分	関連規格		
0.12以上	1種	分類なし		使用禁止
0.02-0.12	2種	F☆☆ (JIS, JAS)	大臣認定品	使用制限
0.005-0.02	3種	F☆☆☆ (JIS, JAS)	大臣認定品	使用制限
0.005以下	規格対象外	F☆☆☆☆ (JIS, JAS)	大臣認定品	制限なし

*測定条件; 温度: 28°C, 相対湿度: 50%

ホルムアルデヒドの濃度基準: 0.1 mg/m³

4-3-1-8. ラベリング

化学物質の放散量や放散速度によって製品を分類することは、建物の設計者や居住者が、より健康に配慮した製品を選択する上で重要な目安となる。できる限り有害な化学物質を放散しない製品を使用したい場合、その分類に応じて最も放散量や放散速度が小さい製品を選択することができる。我が国で定められているラベリングを表 4-6 に示す。

改正建築基準法に基づき、JIS 規格や JAS 規格において、ホルムアルデヒド発散建材の基準が改正された。これらの規格では、前述の F☆☆☆☆等の分類記号が用いられている。壁紙関連製品の関係団体は、自主的に VOCs を規格の対象物質としている。これは、主にドイツの制度を自主的に取り入れたものである。木質建材や家具など、塗料や接着剤が使用される製品には、有機溶剤が使用されている場合がある。しかし我が国では、ホルムアルデヒド以外の化学物質を対象としたラベリングはほとんどない。(課題D)

表 4-6 室内空気汚染に関連するラベリング

規格	省庁、団体	対象物質	対象製品
日本工業規格 (JIS)	経済産業省	ホルムアルデヒド	繊維板、パーティクルボード (PB)、壁紙 接着剤、塗料、断熱材、
日本農林規格 (JAS)	農林水産省	ホルムアルデヒド	合板、フローリング、集成材
BL認定	ベターリビング	ホルムアルデヒド	建具、内装ユニット、洗面器 冷暖房システム、キッチンシステム
ISM	日本壁装協会	ホルムアルデヒド VOCs、重金属等	壁紙、カーテン、カーペット 内装水性塗料、壁紙張り用接着剤
SV	壁紙製品規格協議会	ホルムアルデヒド VOCs、重金属等	壁紙 (紙、無機質材、プラスチック)
室内環境配慮マーク	全国家具工業連合会	ホルムアルデヒド	家具に使用する材料 (合板、繊維板、 パーティクルボード、接着剤、塗料)

4-3-2. 室内空気汚染に関連する健康被害の実態

化学物質の有害性評価による室内濃度指針値策定、室内空気中の化学物質濃度の実測による曝露評価により、関係省庁や関係業界による対策が行われてきた。しかし、室内空気汚染と居住者の健康被害の因果関係が疫学調査等で明らかにされたわけではない。現在のところ、我が国ではシックハウス症候群の診断基準は確立されていない。そのため、医療機関の診断表の調査により健康被害の実態を把握することはできない。一方、消費者の相談窓口である国民生活センターには、さまざまな健康被害の相談が寄せられている。そこで、国民生活センター(2002)が公表した報告書をもとに、室内空気汚染に関連する健康被害状況を考察した。図4-4に、要因別の健康被害相談件数の年次推移を示す。調査結果が公表されている1997年以降、約300件前後の相談が寄せられていた。また、家具類や害虫駆除関連の要因が2000年以降増えていた。次いで、1997年から2002年9月までに寄せられた1,570件の内訳を図4-5に示す。家具・寝具類が全体の約9%、防虫・殺虫用品が約4.6%を占めていた。

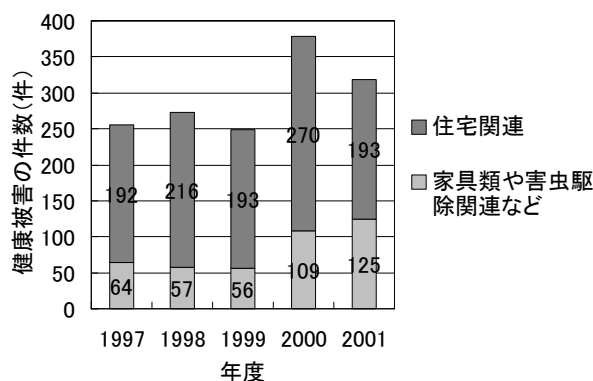


図4-4 室内空気汚染に関連する健康被害の概要

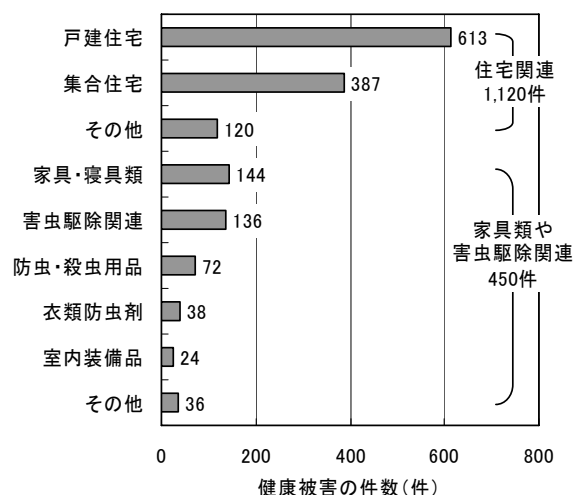
図4-5 健康被害の内訳
(1997年～2002年9月)

表4-7に、社団法人日本化学工業協会の化学製品PL相談センター(2003, 2004)に寄せられた商品群別クレーム件数の年次推移を示す。建材だけでなく、家具、殺虫剤、防虫剤、芳香剤・消臭剤など、家庭用品から発生する化学物質による室内空気汚染が原因と思われる体調不良のクレームが多数寄せられていた。

以上、室内空気汚染に関する健康被害の状況を概観すると、家庭用品等からの被害が少なからず発生していることがわかる。つまり、多数の汚染源が健康被害に関連しており、建材の規制だけでは十分ではないと言える。(課題E)

表 4-7 商品群別クレーム件数の年次推移

平成11年度		平成12年度		平成13年度		平成14年度		平成15年度	
建材	20	建材	28	建材	16	洗剤・洗淨剤	12	建材	22
自動車用品	13	洗剤・洗淨剤	22	洗剤・洗淨剤	16	自動車用品	10	生活用品	21
生活用品	12	生活用品	16	殺虫剤	14	接着剤・粘着剤	10	家具	12
家具	11	殺虫剤	15	自動車用品	12	生活用品	8	しろあり防除剤	11
しろあり防除剤	11	家具	14	生活用品	10	家具	7	洗剤・洗淨剤	11
塗料	9	しろあり防除剤	12	家具	9	殺虫剤	6	接着剤・粘着剤	8
殺虫剤	8	塗料	9	芳香剤・消臭剤	8	繊維製品	5	塗料	6
染毛剤	8	繊維製品	8	接着剤・粘着剤	7	塗料	5	繊維製品	6
入浴剤	8	化粧品	7	塗料	6	しろあり防除剤	5	Plastics	6
工業製品	7	芳香剤・消臭剤	7	防虫剤	6	その他	62	芳香剤・消臭剤	5
洗剤	7	染毛剤	7	繊維製品	6			殺虫剤	5
防虫剤	7	その他	81	その他	55			その他	52
その他	67								
総数	188	総数	226	総数	165	総数	130	総数	165

一般に人の健康に有害な影響を及ぼすと考えられている濃度よりもはるかに低い濃度の様々な化学物質に曝露することにより、多種多様な症状を引き起こす(Buchwald et al., 1994)多種化学物質過敏症(multiple chemical sensitivity: MCS)という病態が知られている。しかし、MCSの発生病序は不明であり、慢性疲労症候群や繊維筋痛症との区別が難しく、医学界で認められた病態ではない。そのため、多くの科学者や医学関係者の間では、医学的に原因不明の病態(medically unexplained diseases)として MCS の定義に関する議論を進めている。宮田ら(1999)は、眼科検診を中心とする独自の診断基準に基づき、MCSの想定発症原因に関する調査を行った(表 4-8)。その結果、MCSと診断した144件の想定原因の内訳は、新築やリフォームが51件、しろあり防除や防ダニ剤が6件であった。つまり、住宅の室内環境における化学物質曝露を原因とするものが多数であった。

内山ら(Uchiyama et al., 2003)は、MCSの全国規模の実態調査を行った。20歳以上の4000人に対して、アメリカのMillerが開発したMCSに関するアンケート調査票(Quick Environmental Exposure and Sensitivity Inventory: QEESI)を配布し、2582人から回答を得た。その結果、回答者の0.74%がMCSのリスクを有するとの結果が得られた。これは、日本の人口から推算すると、約70万人に相当し、公衆衛生学的にも問題ととらえられる数値である。この調査から、MCSの発症は、化学物質に対する感受性の個人差が影響していると考えられている。人の個人差は、一般的なリスク評価において不確実係数として考慮されている。しかしながら、これらの調査結果から、人の個人差は、伝統的に考えられてきたレベルよりもさらに大きなレベルを考えなければならないと考えられる。

子どもは、大人よりも体重あたりの呼吸量や飲食量が多い。そのため、体重あたりに曝露する化学物質の量は、大人よりも多い。また、免疫機能等が発達段階にある子どもの体は、大人

よりも化学物質への曝露などの外的要因に対して傷つきやすい。そのため、子どもの環境保健は、予防的取組方法を基本概念とすることが国際的な動向となっている(WHO Europe, 2004)。予防的な取組方法とは、「深刻な、あるいは不可逆的な被害のおそれがある場合には、完全な科学的確実性の欠如が、環境悪化を防止するための費用対効果の大きな措置を延期する理由として使われてはならない。」と 1992 年にリオデジャネイロで開催された国連環境開発会議 (UNCED) における「環境と開発に関するリオ宣言」第 15 原則で定義されている。しかしながら、感受性の高い人たちの個人差は我が国の室内空気質規制では考慮されていない。(課題 F)

表 4-8 MCS の想定発症原因

想定原因	件数
新築、リフォーム	51
しろあり防除剤、防ダニ剤	6
家庭での化学物質の使用	8
室内労働環境	7
特定化学物質	2
大気汚染	18
入れ歯	2
家畜の消毒	1
不明	49
総計	144

4-3-3. 化学物質による健康リスクの初期評価

環境省は、化学物質排出把握促進法(以下、PRTR 法)対象化学物質のうち、有害性に関する知見が豊富にある 73 の化学物質に対してリスク評価を行った(環境省, 2002; 環境省, 2003; 環境省, 2004)。その結果を表 4-9 に示す。この評価では、化学物質の有害性評価と曝露評価から、曝露余裕度(以下、MOE: Margin of Exposure)が計算された。MOE の数値が 10 未満を A「相対的にリスクが高い可能性があり、詳細な評価を行う候補」、10 以上 100 未満を B「リスクは A より低いと考えられるが、関連情報の収集が必要」としている。MOE が 100 未満で曝露経路が室内である化学物質として、*o*-ジクロロベンゼン、1,2-ジクロロプロパン、アクリロニトリル、*n*-ヘキサン、1,2-ジクロロエタン、モノクロロベンゼン、クロロホルムがある。しかし、これらの化学物質は室内濃度指針値が策定されていない。そのため、これまでの対策では、これらの化学物質のリスクは低減されない可能性がある。これは、我が国の室内濃度指針値が、リスク評価に基づいて優先付けされなかったことに起因している。(課題 G)

表 4-9 化学物質による健康リスクの初期評価結果

化学物質	有害性評価		曝露評価		MOE	評価結果
	動物種	NOAEL等	曝露経路	予測最大量		
ビリジン	ラット	0.1mg/kg/day	経口 (飲料水, 食事)	52µg/kg/day	0.19	A
ホルムアルデヒド	ヒト	0.1mg/m3	吸入 (室内)	230µg/m3	0.43	A
パラジクロロベンゼン	ラット	7.5mg/m3	吸入 (室内)	530µg/m3	1.4	A
アクロレイン	ラット	0.05mg/kg/day	経口 (飲料水, 食事)	2.3µg/kg/day	2.2	A
アセトアルデヒド	ラット	4.9mg/m3	吸入 (室内)	140µg/m3	3.5	A
フタル酸ジ-(2-エチルヘキシル)	ラット	3.7mg/kg/day	経口	44µg/kg/day	8.4	A
オルトクロロベンゼン	ラット	0.024mg/m3	吸入 (室内)	<0.2µg/m3	>12	B
ホルムアルデヒド	ヒト	0.1mg/m3	吸入 (環境)	5.5µg/m3	18	B
キシレン	ヒト	2.2mg/m3	吸入 (室内)	115µg/m3	19	B
オルトクロロベンゼン	ラット	0.024mg/m3	吸入 (環境)	0.12µg/m3	20	B
1,2-ジクロロプロパン	ラット	0.12mg/m3	吸入 (環境)	0.53µg/m3	22	B
ホルムアルデヒド	ラット	15mg/kg/day	経口	62µg/kg/day	24	B
トルエン	ヒト	7.9mg/m3	吸入 (室内)	270µg/m3	29	B
クロロメタン	マウス	1.8mg/m3	吸入 (環境)	6.3µg/m3	29	B
フェノール	ラット	1.2mg/kg/day	経口	4.0µg/kg/day	30	B
アクリロニトリル	ラット	0.77mg/m3	吸入 (環境)	2.5µg/m3	31	B
1,2-ジクロロプロパン	ラット	0.12mg/m3	吸入 (室内)	0.36µg/m3	33	B
クロロホルム	マウス	4.3mg/m3	吸入 (環境)	13µg/m3	33	B
クロロホルム	イヌ	1.3mg/kg/day	経口 (飲料水)	3.6µg/kg/day	36	B
ヒドラジン	ヒト	0.0009mg/m3	経口	0.024µg/kg/day	38	B
アクリロニトリル	ラット	0.77mg/m3	吸入 (室内)	1.9µg/m3	41	B
ノルマルヘキサン	ヒト	1mg/m3	吸入 (室内)	24µg/m3	42	B
塩化ビニルモノマー	ラット	0.56mg/m3	吸入 (環境)	1.1µg/m3	51	B
クロロホルム	イヌ	1.3mg/kg/day	経口 (地下水)	2.4µg/kg/day	54	B
ノルマルヘキサン	ヒト	1mg/m3	吸入 (環境)	17µg/m3	59	B
キシレン	ヒト	2.2mg/m3	吸入 (環境)	34µg/m3	65	B
1,2-ジクロロエタン	ラット	8.3mg/m3	吸入 (室内)	12µg/m3	69	B
臭化メチル	ラット	0.14mg/kg/day	経口	<0.20µg/kg/day	>70	B
モノクロロベンゼン	ラット	0.71mg/m3	吸入 (室内)	0.88µg/m3	81	B
アセトアルデヒド	ラット	4.9mg/m3	吸入 (環境)	5.5µg/m3	89	B
クロロホルム	マウス	4.3mg/m3	吸入 (室内)	4.7µg/m3	91	B
1,4-ジオキサン	ラット	9.6mg/kg/day	経口 (地下水)	<0.4µg/kg/day	>2400	B*

* 浄水場の水源井戸からの検出例として820mg/Lの報告が得られたため判定はBとしている

本研究より得られた課題

本研究の調査結果から得られた室内空気汚染対策に関する7つの課題を以下の6つにまとめた。

- 1) 代替物質への置き換えにより許容できない新たなリスクを生じさせない予防策 (課題 A)
- 2) リスク評価により室内空気汚染化学物質を分類し、対策を検討する枠組みの構築 (課題 B、G)
- 3) 健康リスクを指標とした TVOC 評価手法の開発 (課題 C)
- 4) ホルムアルデヒド以外の化学物質を含めたラベリングの充実 (課題 D)
- 5) 化学物質を放散する家庭用品の対策 (課題 E)
- 6) 高感受性集団を考慮した化学物質対策の検討 (課題 F)

4-4. まとめ

1997年の安藤(1997b)の報告によると、室内空気からは、1989年時点で約900種類の化学物質が確認されている。その排出源は、建材、家庭用品、暖房器具、家具、農薬、空調機器など、室内空間を取り巻く大半の製品である。これらの化学物質による健康リスクを許容できる範囲内に低減し、管理することが、良質な室内空気質を維持するために必要である。

本研究により得られた教訓のうち、課題1)は、代替物質に関する放散レベルと有害性情報が得られれば、そのリスクを事前に把握することが可能である。また、室内空気中に放散されるあらゆる化学物質が特定され、その放散レベルと有害性情報が得られれば、TVOCの概念を用いなくても課題3)は解決できると考えられる。これにより、TVOCに含まれていない沸点が260℃以上の半揮発性有機化合物(以下、SVOC)や浮遊粒子状物質(以下、SPM)をリスク評価対象物質に含めることができる。

つまり、課題1),3)の対処法の1つは、製品の提供者が提供する化学物質情報を充実させることである。現在我が国では、製品に使用される化学物質情報を得る手段として、化学物質等安全性データシート(以下、MSDS)がある。しかし、MSDSには性状や取り扱いに関する情報は記載されているが、放散レベルに関する情報は記載されていない。他方、我が国には表4-6に示す建材ラベリングはあるが、課題4)に示す課題がある。

以上より、課題1),3),4)に対しては、化学物質を放散する可能性のある製品のラベリングを充実させる必要がある。このラベリングに表示すべき情報は、各放散成分と放散速度あるいは放散量である。製品の提供者は、それらの情報を実測により把握し表示することができる。そして、製品の対象を家庭用品に広げることにより、課題5)へ対処することが可能となる。さらに、ラベリングにより得られた化学物質の情報をもとに、室内空気汚染化学物質を分類し、課題2)へ対処することが可能となろう。そして、課題6)への対処は、リスク評価において高感受性集団の個人差を考慮することである。図4-6に、本章で得られた6つの課題に対応可能と考えられる室内空気汚染対策のスキームを示した。

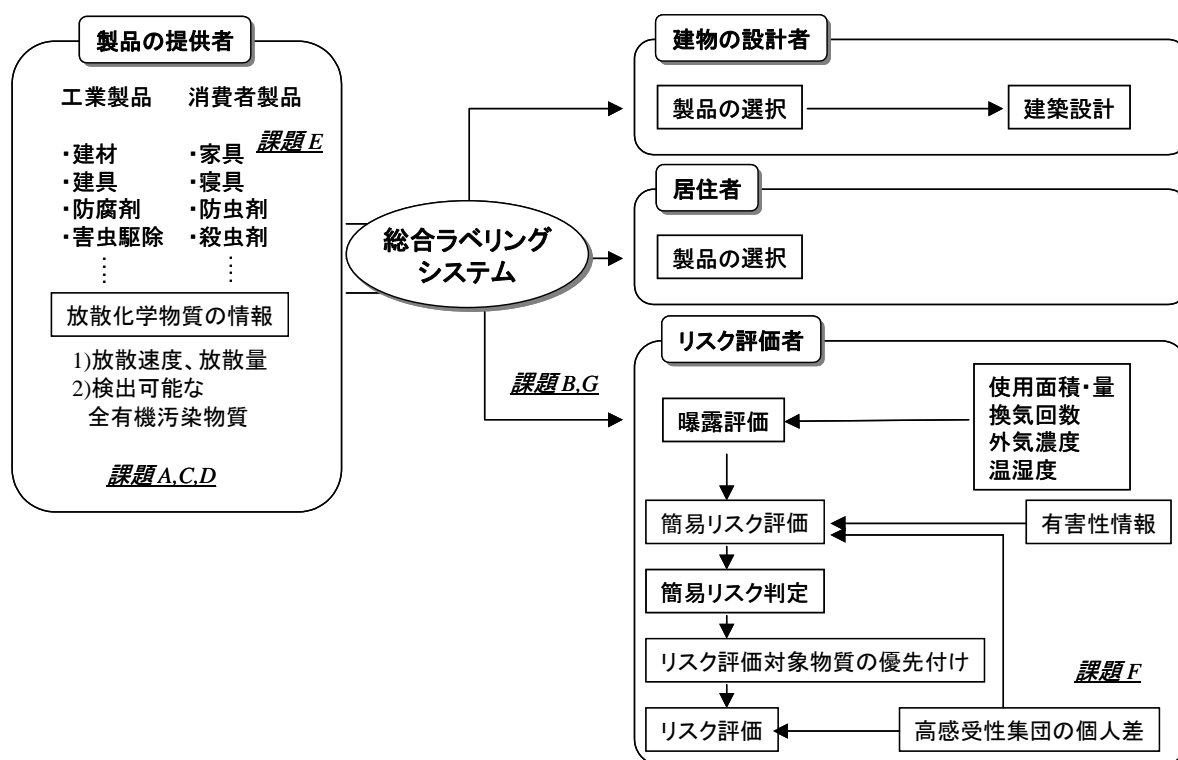


図 4-6 室内空気汚染対策のスキーム

参考文献

- 安藤正典（1997a）平成 9 年度厚生科学研究：化学物質のクライシスマネジメントに関する研究, pp. 82-87
- 安藤正典（1997b）室内空気汚染と化学物質；第 4 回 室内空気中に存在する化学物質一覧，資源環境対策，**33** (8), pp. 737-744
- 池田耕一，安藤正典，小川 博，木村 洋，野崎敦夫，堀 雅宏，堀口 弘，松村年郎（1998）建材，機材等の揮発性有機化学物質に関する調査研究報告書，平成 8 年度快適な暮らしのスタイル開発促進事業，財団法人ビル管理教育センター
- 化学品 PL 相談センター（2003）平成 14 年度活動報告書，2003 年 6 月
- 化学品 PL 相談センター（2004）平成 15 年度活動報告書，2004 年 6 月
- 環境省環境リスク評価室（2002）化学物質の環境リスク初期評価；第 1 巻，2002 年 3 月
- 環境省環境リスク評価室（2003）化学物質の環境リスク初期評価；第 2 巻，2003 年 3 月
- 環境省環境リスク評価室（2004）化学物質の環境リスク初期評価；第 3 巻，2004 年 9 月
- 厚生省生活衛生局企画課生活科学安全対策室監修（1991）Q & A 家庭用品の安全対策，ぎょうせい

- 厚生省 生活衛生局 企画課 生活化学安全対策室 (1997) 快適で健康的な住宅に関する検討会議, 健康住宅関連基準策定専門部会化学物質小委員会報告書, 1997 年 6 月 13 日
- 厚生省生活衛生局企画課生活化学安全対策室 (1999) 居住環境中の揮発性有機化合物の全国実態調査について, 1999 年 12 月 14 日
- 厚生省生活衛生局企画課 生活化学安全対策室 (2000a) シックハウス (室内空気汚染) 問題に関する検討会中間報告書—第 1 回～第 3 回のまとめ, 2000 年 6 月 26 日
- 厚生省生活衛生局企画課 生活化学安全対策室 (2000b) シックハウス (室内空気汚染) 問題に関する検討会中間報告書—第 4 回～第 6 回のまとめ, 2000 年 12 月 15 日
- 国土交通省 室内空気対策研究会 (2001) 実態調査分科会実態調査, 平成 12 年度報告書, 2001 年 5 月 29 日
- 国土交通省 室内空気対策研究会 (2002) 実態調査分科会実態調査, 平成 13 年度報告書, 2002 年 5 月 31 日
- 国土交通省 室内空気対策研究会 (2003) 実態調査分科会実態調査, 平成 14 年度報告書, 2003 年 12 月 19 日
- 国土交通省 (2004) 室内空気に関する実態調査平成 15 年度報告書, 2004 年 7 月 28 日
- 国民生活センター (2002) 危害情報からみた最近のシックハウスについて, 2002 年 12 月 6 日
- 佐藤洋子, 瀬下昭子, 渡部 愛, 河村太郎 吉立伸一, 石原 訓, 北田 稔, 三橋仁也 (1981) 家具中のホルムアルデヒド (第 1 報), 衛生化学, **27** (2), pp. 91-97
- 塩津弥佳, 吉澤 晋, 池田耕一, 野崎淳夫 (1998) 生活時間調査による屋内滞在時間量と活動量, 日本建築学会計画系論文集, No. 511, pp. 45-52
- 社団法人日本しろあり対策協会 (1988) しろあり防除薬剤実態調査結果, しろあり, **73**, pp. 62-73
- 林 正孝, 北爪 稔, 佐藤洋子, 中島三郎, 石原 訓, 吉立伸一, 池田文子, 米長 等 (1982) 室内空気中のホルムアルデヒド濃度と布への移染, 横浜市衛生研究所年報, **21**, pp. 93-98
- 松村年郎, 亀谷勝昭, 谷村顕雄, 村松 学, 樋口 英 (1980) ホルムアルデヒドによる室内空気汚染について, 第 20 回大気汚染学会講演要旨集, pp. 250
- 松村年郎, 村松 学, 亀谷勝昭 (1983) 室内空気汚染に関する研究 III 室内空気中のホルムアルデヒド濃度について, 日本公衆衛生雑誌, **30** (7), pp. 303-308
- 三谷一憲, 土屋博信, 酒井 潔, 山中克巳 (1985) 室内のホルムアルデヒド濃度とその人体影響, 公害と対策, **21** (9), pp. 878-880
- 宮田幹夫, 大野晃司 (1999) 多種化学物質過敏症; 歴史, 定義, 患者数, アレルギー・免疫, **6** (7), pp. 970-975
- 本橋健司 (2004) シックハウス問題に対応した建築材料の最新動向, 工業材料, **52**, pp. 22-26
- 文部科学省 (2001) 学校における室内空気中化学物質の実態調査, 2001 年 12 月 21 日
- 文部科学省 (2004) 学校における室内空気中化学物質の実態調査, 2004 年 2 月 10 日

- 林野庁長官（1970）食器戸棚内のホルムアルデヒドについて, 45 林野産第 318 号
- 林野庁長官, 農林省農林経済局長（1971）住宅の内装材から放散するホルムアルデヒドについて, 46 農経 C 第 2837 号
- Buchwald, D. and Garrity, D. (1994) Comparison of Patients with Chronic Fatigue Syndrome, Fibromyalgia, and Multiple Chemical Sensitivities, *Archives of International Medicine*, **154**, pp. 2049-2053
- Uchiyama, I., Murayama, R. (2003) Studies on Current Situation of Chemical Sensitivity in Japan, *Proceedings of 2003 International Symposium on Indoor Air Quality and health Hazards*, pp. 186-188
- World Health Organization Regional Office for Europe (1987) *Air quality guidelines for Europe*. Copenhagen, WHO Regional Publications, European Series, No. 23
- World Health Organization Regional Office for Europe (2004) *Fourth Ministerial Conference on Environment and Health*, Declaration, Budapest, Hungary, EUR/04/5046267/6, 25 June
- Wolkoff, P. (2003) Trends in Europe to reduce the indoor air pollution of VOCs, *Indoor Air*, **13**, Sup 6, pp. 5-11

第5章

諸外国の室内空気質規制の現状と特徴

第5章 諸外国の室内空気質規制の現状と特徴

5-1. はじめに

近年、いわゆるシックハウス症候群等、化学物質による室内空気汚染が原因とされる居住者の健康問題が社会的に大きくなった。その主な背景は、省エネ対策による建物の高気密化と化学物質を放散する建材の使用量が増加したことにあると考えられている(厚生省, 2000)。そこで厚生労働省(2002)は、これまで 13 の化学物質に対して室内濃度指針値を策定し、この問題に対応してきた。これらの指針値は、室内空気質 (Indoor Air Quality: IAQ) の望ましい基準を示したものであり、規制とは異なる誘導的な解決手法の 1 つである。その後 2003 年には、室内における発生源が明確で、実態調査等により実際の建物で指針値を超過していることが確認されたホルムアルデヒドとクロルピリホスに対し、改正建築基準法により使用規制がなされるに至った。このような背景から、我が国の室内空気汚染による健康問題に対する施策は、大きな進展を遂げてきた。

化学物質による居住環境の室内空気汚染は、欧米諸国では 1970 年代より問題が顕在化し、その対策が講じられてきた。そして、世界保健機関 (WHO) は、1987 年に欧州事務局(WHO Europe, 1987)、1999 年に本部(WHO Headquarters, 2000)が空気質ガイドラインを公表した。WHO Europe (2000a)は、2000 年に欧州空気質ガイドライン第 2 版を公表した。WHO の空気質ガイドラインは、我が国の室内濃度指針値策定に多大な影響を与えている(厚生省 2000)。

一方、室内空気質は、化学物質などの化学的因子、カビやダニなどの生物学的因子、温湿度などの物理的因子が複雑に関与している(UNCHS, 1997)。これらの発生源は、建材、生活用品、暖房や調理器具、喫煙・換気・清掃等の生活行為など多数存在する。つまり、室内空気質に対する取り組みは、建物側だけの規制では十分な対処ができないほど複雑な因子に関与している。また、ドイツ連邦環境庁の Seifert (1990)は、居住環境の室内空気質に対する規制の難しさについて、大気や労働環境と異なり管理責任者が単一ではないこと、室内濃度は温度や発生源からの減衰の影響を受けて大きく変動するため単一の測定結果では判断できないことなどをあげている。そのため、行動を起こすべき、あるいは目標とすべき濃度として汚染物質濃度のガイドラインを定め、それを目標に建材や家具等の汚染源に対する放散基準を設定する取り組みが適切だとしている。

今後の我が国の施策や課題を考察するうえで、良質な室内空気質を維持増進するために諸外国が実施してきた取り組みを調査することは重要である。WHO Europe (1999)と欧州諸国アレルギー気道疾患患者協会 (EFA) の THADE (Towards Healthy Air in Dwellings in Europe) プロジェクト(Carrer, 2004)が欧米諸国の室内空気質規制の現状を報告している。しかし、これらの報告書は現状報告にとどまっており、諸外国の室内空気質規制の経緯や現状を体系的に調査・解析した既往の研究はほとんど見あたらない。

本章では、諸外国の室内空気質規制に関する取り組みの経緯と現状を調査し、それぞれの特徴を明らかにした。特に、室内空気質ガイドラインと汚染源対策に着目し、それらの現状と社会背景を検証した。そして、我が国の室内空気質規制に関する今後の施策や課題を提言することが、本章の目標である。

5-2. 研究方法

調査は、先進工業国、あるいは急速に産業の発展が進み室内空気汚染問題が既往の文献等で顕在化している諸外国を対象とした。主に、欧州、北米、アジア、オセアニアを調査対象地域とした。WHO Europe と THADE プロジェクトの報告書に加え、国際機関や諸外国の室内空気質規制に関する報告書、関連学会の資料、関連論文を収集・分析した。資料の収集は、諸外国の関係諸機関のホームページ、独立行政法人科学技術振興機構のデータベース（JOIS）、アメリカ国立医学図書館のデータベース（Pubmed）等を利用した。さらに、電子メールや関連学会および国際シンポジウムで諸外国の関係組織の研究者や行政官に直接問い合わせて最新の情報を入手した。

本調査で室内空気質規制に関する情報が得られた諸外国は、欧州 21 カ国（ドイツ、ノルウェー、フィンランド、ポーランド、イギリス、チェコ共和国、デンマーク、エストニア、リトアニア、オランダ、スロバキア共和国、スロベニア、スイス連邦、オーストリア、ベルギー、ブルガリア、フランス、イタリア、ポルトガル、スペイン、スウェーデン）、ロシア連邦、中国、韓国、シンガポール、オーストラリア、ニュージーランド、アメリカ、カナダの合計 29 カ国であった。

5-3. 結果および考察

5-3-1. 諸外国の取り組みの経緯

諸外国における室内空気質規制の取り組みの経緯を以下に示す。

5-3-1-1. 1970 年代後半から 1980 年代前半

デンマーク(Anderson, 1974)、ドイツ(Burdach, 1980)、オランダ(Van Der Wal, 1982)、スウェーデン(Dally, 1981)で住宅室内のホルムアルデヒド濃度の小規模な実態調査が報告されている。ドイツでは、学校で子供が頭痛や吐き気などの症状を訴えたことをきっかけに、ホルムアルデヒドの室内濃度と健康影響との関係が調査された。その結果、ホルムアルデヒドの室内濃度が高い教室の子供ほど、症状を訴えていることが明らかになった。この調査がきっかけとなり、1977 年にホルムアルデヒドのガイドライン 0.1ppm (Hollowell, 1979)が策定された。

アメリカ(CPSC, 1978)やカナダ(Lansink, 1985)では、尿素樹脂系発泡断熱材（UFFI）を使用した住宅の居住者が目や鼻の刺激等の症状を訴える事例が数多く報告されていた。そのため、カナダ保健省(Lansink, 1985)が 1980 年、アメリカ消費者製品安全委員会(CPSC, 1982)が 1982

年に UFFI の使用を禁じた。しかし、アメリカの第 5 巡回控訴裁判所(CPSC, 1983)は、UFFI による実際の曝露濃度のレベルでは、用量／反応の関係を確認するための信頼できるデータが不十分であることを理由に UFFI の使用禁止を 1983 年に無効とした。

ホルムアルデヒドによる室内空気汚染の問題が多発したことを受け、1980 年にドイツ(CEC, 1990)は、小型チャンバーによる放散試験で 0.1ppm を越える気中濃度となるパーティクルボードの使用を禁じた。そして同様に、UFFI の使用を 1985 年に規制した。アメリカでは住宅都市開発省(GPO, 2002)が、合板 0.2ppm、パーティクルボード 0.3ppm のホルムアルデヒド放散基準を 1984 年に定めた。

1978 年にスウェーデン(Hollowell, 1979)、オランダ(Anderson, 1979)、デンマーク(Anderson, 1979)でホルムアルデヒドの室内空気質ガイドラインが勧告されている。しかし、それぞれ 1989 年のホルムアルデヒド放散建材規制(Keml, 1993)、1991 年の建造物法令(Carrer et al., 2004)、1995 年の建築物法(EC, 2003)でチャンバー法による木質建材の放散基準が定められ、法規で規制されるに至った。また、オーストラリア国立保健医療研究審議会 (NHMRC, 1996)が、1979 年から 1995 年にかけて室内空気質ガイドラインを勧告している。

1970 年代後半から 1980 年代前半は、ホルムアルデヒドによる室内空気汚染の問題が諸外国で多発し、室内空気質ガイドラインの策定や深刻な健康問題が生じている汚染源の建材が規制された。

5-3-1-2. 1980 年代後半

イタリア(Bortoli et al., 1986)、オランダ(Lebert et al., 1986)、ドイツ(Krause et al., 1987)で揮発性有機化合物 (VOCs) の大規模な実態調査が報告されている。アメリカ(Wallace et al., 1987)では総曝露評価手法 (TEAM) が開発され、VOCs の個人曝露濃度や住宅の室内濃度が調査された。これらの調査結果を受けて、WHO Europe は、1987 年に空気質ガイドラインを作成した。同年カナダ(Health Canada, 1989)も居住環境の室内空気質ガイドラインを策定した。

アメリカ環境保護庁 (USEPA) は、室内空気質問題に関する連邦政府の活動を同調させることを目的として、連邦省庁間室内空気質委員会(FICIAQ, 2005)を 1989 年に発足した。この委員会は、現在でも 4 回／年開催され、省庁間の情報交換が実施されている。

1980 年代後半は、VOCs による室内空気汚染の実態調査が行われ、WHO Europe やカナダが空気質ガイドラインを策定した。

5-3-1-3. 1990 年代

ドイツ(Hoffmann, et al., 2000)とアメリカ(Moschandreas et al., 2001; Levy et al., 2002)で大規模な VOCs の実態調査が行われた。いずれも全国規模の曝露調査である。

1996 年に USEPA (2003)は殺虫剤プログラムを開始した。このプログラムでは、特に乳幼児や子供への影響を考慮し、2006 年 8 月までに 469 種の殺虫剤によるリスクの再評価を進めて

いる。その結果、2000年6月にクロルピリホス、同年12月にダイアジノンに対して建物等の用途への使用が禁止された。

1991年にカリフォルニア州(CARB, 1991)とスイス(Waeber, 2005)がホルムアルデヒドの室内空気質ガイドラインを策定した。1996年にポーランド(Fabiánová et al., 2001)、シンガポール(ME, 1996)、1999年にノルウェー(Becher et al., 1999)、1996年以降ドイツ(IAHC, 2005)で室内空気質ガイドラインが策定された。WHO Europeは、1999年に室内空気の政策決定のための戦略的取り組み方法に関する指針書(WHO Europe, 1999)を公表した。さらに同年、WHO本部が空気質ガイドラインを公表した。

室内空気汚染物質の放散源である建材に対する取り組みを関係業界が自主的に進めた。ドイツ(RAL, 2005; Gut, 2005; GEV, 2004) (カーペット、塗料、木質建材、床用製品、壁紙)、アメリカ(CRI, 2005) (カーペット)、フィンランド(RTS, 2002) (内装材)、デンマーク(DSIC, 2005) (建具、床材、カーペット等) でラベリングが開発された。

1990年代は、室内空気質ガイドラインを策定する諸外国が増加し、WHO Europeが取り組み方法の指針書を公表した。また、放散源対策として、関係業界によるラベリングの自主開発が進められた。

5-3-1-4. 2000年代

ドイツ(GerEs, 2004)で子どもと青少年を対象とした曝露調査が開始された。ホルムアルデヒドとVOCs等の化学物質、ハウスダスト、カビ、ペットアレルゲン等の生物汚染物質の室内濃度が2006年初めまで調査される。ドイツ(RAL, 2005) (接着剤、家具)、アメリカ(GEI, 2005) (建材、家具、オフィス機器等)、カナダ(ECP, 2005) (床仕上げ材)、スカンジナビア諸国(Ecolabelling Norway, 2005) (フローリング、接着剤、壁装材料) でラベリングが開発された。

2000年にWHO Europe (2000a)が空気質ガイドラインを改訂した。2001年にフィンランド(Säteri, 2002)、2002年に中国(SEPA, 2002)、2003年に中国香港特别行政区(IdIAQMG, 2003)、韓国(環境部, 2004)、2004年にイギリス(COMEAP, 2004)で室内空気質ガイドラインが策定された。2000年代は、室内空気質ガイドラインを策定する諸外国がさらに増加し、関係業界によるラベリングの自主開発が拡大した。また、ドイツでは外的要因に対して大人よりも傷つきやすい子どもや青少年を対象とした曝露調査が全国規模で開始された。

5-3-2. WHOの室内空気質に対する取り組み

WHO Europeは1987年に空気質ガイドラインを発表した後、専門家会合を繰り返し、良質な室内空気質を維持増進するための取り組みに関する議論を行ってきた。そして、1999年に「室内空気の政策決定のための戦略的取り組み方法」の指針書(WHO Europe, 1999) (以下、IAQ指針書)、2000年に「健康な室内空気への権利」(WHO Europe, 2000b)の報告書、2000年に「欧州空気質ガイドライン第2版」(WHO Europe, 2000a)を公表した。

空気質ガイドラインの目的は、人の健康に対して有害である、あるいは有害である可能性がある空気汚染物質による公衆の健康影響を保護するための基礎資料を提供することである。そして、環境基準値の設定など、関係諸国のリスク管理における政策決定に利用可能な情報や指針を提供することである。空気質ガイドラインは、そのまま環境基準値とすべきではなく、環境基準値が設定される前に、曝露レベル、環境、社会、経済、文化的な状況が考慮されなければならないと定義されている。

IAQ 指針書の目的は、以下に示す欧州諸国の室内空気質に関するプログラムの開発を支援する指針を作成することであった。

- (1) 戦略：各国の実状に合わせた実行計画を作成すること。
- (2) 責務：全ての関係省庁が責務を有する。そのため合同の作業部会が必要である。
- (3) 行動原則：室内空気に対する取り組みは、最善の利用可能な科学的根拠と、予防原則、協働原則、汚染者負担原則、知る権利原則の4つの原則を基礎とすべきである。
- (4) 法的小および政策的手段：法規、モニタリング、環境影響評価、経済手法、情報、研究等のツールを活用すること。
- (5) 室内空気質のアセスメント：WHO 空気質ガイドラインによる健康リスク評価等のアセスメントを利用すること。
- (6) 費用便益分析：新しい法律や規制が実行される前に適用すべきである。

「健康な室内空気への権利」の報告書の目的は、室内空気質に関連した政策や行動のもととなる基本原則を示すことであった。これらの基本原則に対する認識や理解が乏しいため、特に住宅での対策が不十分な事例が多いと報告している。基本原則は、(1)健康に対する人権、(2)自治尊重、(3)加害行為なし、(4)善意、(5)社会正義、(6)説明責任、(7)予防原則、(8)汚染者の負担、(9)持続可能性の9原則が明示されている。

1999年12月、WHO 本部が空気質ガイドラインを公表している。このガイドラインの目的は、欧州空気質ガイドラインと同じである。欧州以外の世界各国へと適用対象を拡大したものである。2003年より空気質ガイドラインの改訂作業が進められている。

5-3-3. 諸外国の室内空気質ガイドラインとその特徴

5-3-3-1. 諸外国の室内空気質ガイドライン

室内空気質ガイドラインを策定している諸外国は、13の国や州であった。これらのガイドラインを表5-1、表5-2に示す。参考までに、日本、WHO Europe、WHO Headquarters のガイドラインを併記した。

韓国を除き、これらの諸外国は、ガイドライン値等による非規制戦略を採用している。また、WHO の空気質ガイドラインの影響を受けているのではなく、各国独自の実態と戦略に基づき

室内空気質ガイドラインが策定されている。室内空気質ガイドラインが策定されている 13 の国や州の特徴を以下に示す。

- (1) 全ての諸外国がホルムアルデヒドの室内空気質ガイドラインを策定していた。
- (2) 総揮発性有機化合物（TVOC）の室内空気質ガイドラインを策定している国や州の数は 8 であった。
- (3) ラドンの室内空気質ガイドラインを策定している国や州の数は 8 であった。
- (4) 主に化石燃料の燃焼に伴い発生する多環芳香族炭化水素の 1 つであるベンゾ[a]ピレンの室内空気質ガイドラインをイギリスと中国が策定していた。
- (5) 主に家庭用防虫剤として利用されるナフタレンの室内空気質ガイドラインをドイツとポーランドが策定していた。
- (6) 一般廃棄物や人の排泄物が主な汚染源であるアンモニアの室内空気質ガイドラインをフィンランド、ポーランド、中国が策定していた。
- (7) ドイツとポーランドが化石燃料の燃焼で放散される水銀、スイス (Waeber and Brüschweiler, 2002) は建物の目地材から放散されるポリ塩化ビフェニルの室内空気質ガイドラインを策定していた。
- (8) シンガポール、中国、中国香港特別行政区、韓国が細菌の室内空気質ガイドラインを策定していた。シンガポールはオフィスビル、韓国は医療施設を対象としていた。
- (9) ノルウェーは、アスベスト、人工鉱物繊維、ハウスダスト、受動喫煙（ニコチン）の室内空気質ガイドラインを策定していた。
- (10) フィンランドは臭気強度の室内空気質ガイドラインを作成していた。
- (11) 韓国は、大規模店舗、医療施設、保育施設等の多重利用施設を対象とした室内空気質管理法を制定している。粒子状物質、二酸化炭素、ホルムアルデヒド、総浮遊細菌、一酸化炭素に対しては維持基準を設定し、違反時は罰金を科すなどの制裁措置がある。外部に汚染源がある等の理由で危険度が比較的低い二酸化炭素、ラドン、TVOC、アスベスト、オゾンに対しては勧告基準を設定している。しかし現時点において、一般住宅等を対象とした居住環境に対する室内空気質規制はない。
- (12) ドイツ、フィンランド、香港は、ガイドラインを複数に分類し、それぞれの分類に応じた要求水準を定めていた。

表 5-1 諸外国の室内空気質ガイドライン

	汚染物質	単位	ドイツ 連邦環境庁 (1996-2004) ^{b)}		フィンランド 室内空気質 気候学会 (2001) ^{c)}			ノルウェー 厚生省 (1999)	ポーランド 保健省 (1996) 35物質から抜粋	イギリス保健省 (2004)	カリフォル ニア州 大気資源局 (2005)	カナダ 保健省 (1987)	スイス 連邦公衆 衛生局 (1991- 2002)
			RW I	RWII	S1	S2	S3						
古典的な 空気汚染物質	二酸化窒素	μg/m ³	—	60 (1h) 350 (30m)	—	—	—	100 (1h)	—	300 (1h) 40 (1y)	0.08ppm (24h) 0.25ppm (1h)	100 (長期) 480 (1h)	—
	一酸化炭素	mg/m ³	1.5 (8h) 6 (30m)	15 (8h) 60 (30m)	2	3	8	10 (8h) 25 (1h)	3 (24h) 6 (8~10h)	10 (8h) 30 (1h)	9ppm (8h) 20ppm (1h)	11ppm (8h) 25ppm (1h)	—
	二酸化炭素	mg/m ³	—	—	1300	1650	2200	1800(最大値)	—	—	—	6300 (長期) 50 (長期)	—
	二酸化硫黄	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1000(5m)	—
	オゾン	μg/m ³	—	—	20	50	80	—	100 (24h) 150 (8~10h)	—	—	240 (1h)	—
	TSP ^{a)}	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	PM10 ^{a)}	μg/m ³	—	—	20	40	50	—	—	—	50 (24h)	—	—
	PM2.5 ^{a)}	μg/m ³	—	—	—	—	—	20 (24h)	—	—	65 (24h)	40 (長期) 100 (1h)	—
有機汚染物質	鉛	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	ホルム アルデヒド	μg/m ³	120 (1977年設定値)	—	30	50	100	100 (30m)	50 (24h) 100 (8~10h)	100 (30m)	27ppb (8h)	120 (行動) 60 (目標)	120
	アセトアルデヒド	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	ベンゼン	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	10 (24h) 20 (8~10h)	5 (1y)	—	—	—
	トルエン	μg/m ³	300	3,000	—	—	—	—	200 (24h) 250 (8~10h)	—	—	—	—
	キシレン	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	100 (24h) 150 (8~10h)	—	—	—	—
	スチレン	μg/m ³	30	300	—	—	—	—	20 (24h) 30 (8~10h)	—	—	—	—
	エチルベンゼン	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	100 (24h) 150 (8~10h)	—	—	—	—
	クロロホルム	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	四塩化炭素	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	1,2-ジクロロベンゼン	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	1,4-ジクロロベンゼン	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	ナフタレン	μg/m ³	2	20	—	—	—	—	100 (24h) 150 (8~10h)	—	—	—	—
	テトラクロロエチレン	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	トリクロロエチレン	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	150 (24h) 200 (8~10h)	—	—	—	—
	ジクロロメタン	μg/m ³	200	2,000 (24h)	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	テトラデカン	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	二環式テルペン	μg/m ³	200	2000	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	ポリ塩化ビフェニル	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	2 (24h) 6 (8h)
	フタル酸ジ-n-ブチル	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	100 (24h) 150 (8~10h)	—	—	—	—
	フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	リン酸トリス(2-クロロエチル)	μg/m ³	5	50	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	ベンゾ-a-ピレン	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	0.00025 (1y) 暫定値	—	—	—
	ジイソシアート	μg/m ³	硬化後に長期暴露はないが使用時は換気		—	—	—	—	—	—	—	—	—
	総揮発性有機化合物 (TVOC)	μg/m ³	10000~25000 (改装等の一時) 1000~3000未満 (長期間の居住) 200~300未満 (最大長期平均目標)		200	300	600	不必要な曝露を避ける	—	—	1ng/m ³ 以上の値と感覚 や刺激の症状が報告 された場合は汚染源 調査と対策実施	—	—
	ペンタクロロフェノール	μg/m ³	0.1	1	—	—	—	—	5 (24h) 10 (8~10h)	—	—	—	—
	クロルピリホス	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	ダイアジノン	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	フェノプロカルブ	μg/m ³	—	—	—	—	5.5	—	—	—	—	—	—
その他	アンモニア	μg/m ³	—	—	30	30	40	—	300 (24h) 300 (8~10h)	—	—	—	—
	アスベスト	fibres/ml	—	—	—	—	—	0.001	—	—	—	—	—
	人工鉱物繊維	fibres/ml	—	—	—	—	—	0.01	—	—	—	—	—
	ラドン	Bq/m ³	—	—	100	100	200	200-400	—	—	—	800 (1y)	—
	受動喫煙 (ニコチン濃度)	μg/m ³	—	—	—	—	—	1 (喫煙場所) 10 (レストラン禁煙エリア)	—	—	—	室内での曝露は避けるべき	—
	ハウスダスト	μg Der I allergen/g	—	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—
	硫酸塩	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	水銀	μg/m ³	0.035	0.35	—	—	—	—	1 (24h) 3 (8~10h)	—	—	—	—
	細菌	CFU/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	カビ	CFU/m ³	—	—	—	—	—	臭いが生じない	—	—	—	—	—
	臭気強度	強度指数	—	—	3	4	5.5	—	—	—	—	—	—
	室温	℃	—	—	23-24 (夏) 21-22 (冬)	23-26 (夏) 20-22 (冬)	22-27 (夏) 20-23 (冬)	—	—	—	—	—	—
	相対湿度	%RH	—	—	—	—	—	過剰な湿度が長時間生じない	—	—	—	30-80 (夏) 30-55 (冬)	—
	気流	m/s	—	—	0.20 (夏) 0.13 (冬)	0.25 (夏) 0.16 (冬)	0.30 (夏) 0.19 (冬)	—	—	—	—	—	—

* () : 年(年), mh(月), h(時間), m(分)の各平均曝露時間

a) TSP : 総浮遊粒子状物質, PM10 : 粒径10μm以下の浮遊粒子状物質, PM2.5 : 粒径2.5μm以下の粒子状物質

b) RWI : 長時間曝露でも健康影響を引き起こす十分な科学的根拠はないが、健康上望ましくない平均曝露濃度よりも高いため、予防のために行動する必要がある濃度

RWII : 既存の毒性・疫学的知見をベースとした健康影響に関連した濃度

c) S1 : 最良室内空気質 (アレルギーや呼吸器系疾患等を有する居住者の要求を満たす濃度)

S2 : 良質な室内空気質 S3 : 満足できる室内気候

d) 光イオン化検出器で測定 (トルエン基準)

e) 建築物衛生管理法の建築物環境衛生管理基準

f) ユニットリスク : 一生曝露の発がん確率

表 5-2 諸外国の室内空気質ガイドライン(続き)

	汚染物質	単位	オーストラリア 国立保健医療 研究審議会 (1979-1995)	シンガ ポール 環境省 (1996)	中国 香港特別行政区 (2003) (8hr)		中国 環境保護総局 (2002)	韓国 環境部 (2003)			日本 厚生労働省 (1997-2001)	WHO Headquarters (1999) 抜粋 大気・室内	WHO Europe (2000) 抜粋 大気・室内	
			事務所の 建物	最良質	良質	大規模 店舗等		医療機 関等	室内駐 車場					
古典的な空 気汚染物質	二酸化窒素	μg/m ³	—	—	40	150	240 (1h)	0.05ppm		0.3ppm	—	200 (1h)	200 (1h)	
	一酸化炭素	mg/m ³	10 (8h)	10 (8h)	2	10	10 (1h)	10ppm		25ppm	10ppm ^{a)}	40 (1y)	40 (1y)	
	二酸化炭素	mg/m ³	—	1800 (8h)	800ppm	1000ppm	1000ppm (24h)	1000ppm			1000ppm ^{a)}	10 (8h)	10 (8h)	
	二酸化硫黄	μg/m ³	700 (10m) 700 (1h) 60 (1y)	—	—	—	500 (1h)	—	—	—	30 (1h)	30 (1h)	—	
	オゾン	μg/m ³	240 (1h)	100 (8h)	50	120	160 (1h)	0.06ppm		0.08ppm	—	500 (10m)	500 (10m)	
	TSP ^{a)}	μg/m ³	90 (1y)	—	—	—	—	—	—	—	—	125 (24h)	125 (24h)	
	PM10 ^{a)}	μg/m ³	—	150	20	180	150 (24h)	150	100	200	150 ^{a)}	50 (1y)	50 (1y)	
	PM2.5 ^{a)}	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	120 (8h)	120 (8h)	
	鉛	μg/m ³	1.5 (3mh)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	鉛	μg/m ³	1.5 (3mh)	—	—	—	—	—	—	—	—	0.5 (1y)	0.5 (1y)	0.5 (1y)
有機汚染物質	ホルムアルデヒド	μg/m ³	120 (天井値) 学校・住居	120 (8h)	30	100	100 (1h)	120			100	100 (30m)	100 (30m)	
	アセトアルデヒド	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	48	50 (1y)	—	
												2000 (24h)	—	
	ベンゼン	μg/m ³	—	—	—	16.1	110 (1h)	—	—	—	—	4.4~7.5×10 ⁻⁶ (μg/m ³) ^{-1.0}	6×10 ⁻⁶ (μg/m ³) ^{-1.0}	
	トルエン	μg/m ³	—	—	—	1092	200 (1h)	—	—	—	260	260 (1w)	260 (1w)	
												1000 (30m)	1000 (30m)	
	キシレン	μg/m ³	—	—	—	1447	200 (1h)	—	—	—	870	4800 (24h)	—	
												870 (1y)	—	
	スチレン	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	220	260 (1w)	260 (1w)	
												7 (30m)	70 (30m)	
	エチルベンゼン	μg/m ³	—	—	—	1447	—	—	—	—	3,800	22000 (1y)	—	
	クロロホルム	μg/m ³	—	—	—	163	—	—	—	—	—	4.2×10 ⁻⁷ (μg/m ³) ^{-1.0}	—	
	四塩化炭素	μg/m ³	—	—	—	103	—	—	—	—	—	—	—	
	1,2-ジクロロベンゼン	μg/m ³	—	—	—	500	—	—	—	—	—	—	—	
	1,4-ジクロロベンゼン	μg/m ³	—	—	—	200	—	—	—	—	240	1000 (1y)	—	
	ナフタレン	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
	テトラクロロエチレン	μg/m ³	—	—	—	250	—	—	—	—	—	250 (24h)	250 (1y)	
												8000 (30m)	—	
	トリクロロエチレン	μg/m ³	—	—	—	770	—	—	—	—	—	4.3×10 ⁻⁷ (μg/m ³) ^{-1.0}	4.3×10 ⁻⁷ (μg/m ³) ^{-1.0}	
	ジクロロメタン	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	3000 (24h)	450 (1w)	
	テトラデカン	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	330	—	3000 (24h)	
	二環式テルペン	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
	ポリ塩化ビフェニル	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
	フタル酸ジ-n-ブチル	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	220	—	—	
	フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	120	—	—	
	リン酸トリス(2-クロロエチル)	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
	ベンゾ-a-ピレン	μg/m ³	—	—	—	—	0.001 (24h)	—	—	—	—	8.7×10 ⁻² (μg/m ³) ^{-1.0}	9×10 ⁻² (μg/m ³) ^{-1.0}	
	ジイソシアネート	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
	総揮発性有機化合物 (TVOC)	μg/m ³	500 (1h)	3 ppm ^{d)}	200	600	600 (8h)	500	4000	1000	400 暫定目標値	—	—	
	ペンタクロロフェノール	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
クロルビリホス	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	1 (小児0.1)	—	—		
ダイアジノン	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	0.29	—	—		
フェノブカルブ	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	33	—	—		
アンモニア	μg/m ³	—	—	—	—	200 (1h)	—	—	—	—	—	—		
その他	アスベスト	fibres/ml	—	—	—	—	—	0.01			—	—	10 ⁻⁵ ~10 ⁻⁴ (0.0005 f/ml) ^{-1.0}	
	人工鉱物繊維	fibres/ml	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
	ラドン	Bq/m ³	200 (1y)	—	150	200	400 (1y)	4 pCi/l			—	—	100 (1y)	
	受動喫煙 (ニコチン濃度)	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1×10 ⁻³ (μg/m ³) ^{-1.0}	1×10 ⁻³ (μg/m ³) ^{-1.0}	
	ハウスダスト	μg Der I allergen/g	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
	硫酸塩	μg/m ³	15 (1y)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
	水銀	μg/m ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1 (1y)	1 (1y)	
	細菌	CFU/m ³	—	500	500	1000	2500	—	800	—	—	—	—	
	カビ	CFU/m ³	—	500	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
	臭気強度	強度指数	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
湿熱等	室温	℃	—	22.5~25.5	20~25.5	25.5未満	22-28 (夏) 16-24 (冬)	—	—	—	17~28 ^{a)}	—	—	
	相対湿度	%RH	—	70以下	40~70	70未満	40-80 (夏) 30-60 (冬)	—	—	—	40~70 ^{a)}	—	—	
	気流	m/s	—	0.25	0.2	0.3	0.3 (夏) 0.2 (冬)	—	—	—	0.5 ^{a)}	—	—	

5-3-3-2. 室内空気質ガイドラインの対象

各国独自の実態と戦略に基づき室内空気質ガイドラインが策定されている。中国の都市部の建物ではホルムアルデヒドやベンゼンなどの汚染物質が問題となっている、しかし、地方の発達途上地域では、調理や暖房時に使用される化石燃料から排出される、一酸化炭素、二酸化炭素、二酸化窒素、二酸化硫黄が問題となっている。シンガポールは熱帯性気候で高層ビルが密集している。そのため、空調設備を有するオフィスビルを対象にシックビルディング症候群等を考慮し、細菌やカビの室内空気質ガイドラインが策定されている。韓国は、医療施設や大規模店舗など、建物の室内空気汚染の実態に応じて維持基準や勧告基準を個別に設定している。

今後、我が国においても、気候風土、生活習慣、建物の室内空気汚染の実態等を考慮して汚染要因を網羅的に調査し、室内空気質ガイドラインの対象を再評価する必要があるだろう。

5-3-3-3. 要求水準に応じた室内空気質ガイドラインの分類

ドイツの室内空気質ガイドライン(IAHC, 2005)は、RW I と RW II の2つの値が定められている。RW II は、既知の毒性および疫学的知見に基づき定められた値である。RW II を越えていたならば、特に、長時間在住する感受性の高い居住者の健康に有害となる濃度と判断し、即座に濃度低減のための行動を起こすべきと定義されている。

RW I は、長期間曝露したとしても健康影響を引き起こす十分な科学的根拠がない値である。しかしながら、RW I を越えていると、健康上望ましくない平均的な曝露濃度よりも高くなるため、予防のために、RW I と RW II の間の濃度である場合には行動する必要があると定義されている。RW I は、RW II に不確実係数 10 を除した値、つまり RW II の 10 分の 1 の値が定められている。RW I は、改善の必要性を示す値としての役割を果たすことができる。可能であれば、RW I の達成を目指すのではなく、それ以下の濃度に維持することを目指すべきであると勧告されている。

ドイツの戦略(WHO Europe, 1999)には一般概念として予防原則がある。この原則は、WHO Europe の IAQ 指針書や健康な室内空気への権利に採用された。予防原則は、十分な科学的根拠がなくても、有害な室内空気への曝露リスクがある場合、それを防ぐ費用対効果の良い手段があるのであれば、それを見合わせるべきではないという概念(WHO Europe, 2000b)である。

フィンランドの分類は、アレルギーや呼吸器系疾患を有する居住者への対応が考慮されている。日本では、アレルギー様症状の有症率が 1991 年 42.1%(厚生省, 1992)、2003 年 35.9%(厚生労働省, 2003)と報告されている。

WHO の空気質ガイドラインを含め、諸外国のガイドラインは、既存の毒性や疫学的知見によるリスク評価に基づいている。予防やアレルギー性疾患の有症率の高さを考慮すれば、ドイツやフィンランドの分類に対する基本的な概念は、今後多くの諸外国に広まっていくと考えられる。

5-3-4. アメリカの基本戦略

アメリカは、室内空気質のガイドラインの策定を行わず、1989年に連邦省庁間室内空気質委員会(FCIAQ)を発足して省庁間の連携を強化した。そして、1)自ら実例を示して導く(Leading by example)、2)研究の実施、3)教育の提供、4)民間の責任の強化等の非規制戦略(WHO Europe, 1999)を実行してきた。アメリカ環境保護庁の Slack (2005)によると、アメリカが居住環境の室内空気質ガイドラインを策定しない理由として次の5つをあげている。

- (1) 住宅の管理責任は居住者にある。「A man's home is his castle」
- (2) 住宅建設業界が自主改善を希望している。
- (3) 揮発性有機化合物(VOCs)による健康影響は、年間死亡者数が多いラドン、受動喫煙、一酸化炭素よりも小さい。
- (4) 居住環境の基準を作成する要求が業界団体(財界、医学界、州)からなかった。
- (5) 工業界が市場導入した後に問題を引き起こすことが明らかとなった化学物質に限り市場から除去することが許可されるべきであるという化学工業界優先指向がある。

5-3-5. 汚染源対策

室内空気を汚染する化学物質の放散源は、内装建材、建具、家具、家庭用品など多種類存在する。室内空気質ガイドラインを満たすためには、建築に使用する、あるいは室内に持ち込むこれらの製品の選定が重要となる。そこで、化学物質の放散速度に応じて製品を分類したラベリングが諸外国で開発されている。ドイツ、北欧諸国、アメリカ、カナダにラベリングがある。これらのラベリングは、主に製品を製造販売している関係業界が自主的に開発している。諸外国のラベリングの現状を表5-3に示す。

ラベリングは汚染源対策の有効な手段の1つである。欧米諸国では、1990年代以降、関係業界によるラベリングの開発が進められ、その対象部材は多岐に及んでいる。さらに、個々の対象部材特有の放散物質に対して放散基準が定められている。我が国のラベリングは建材が中心であるが、その対象物質は、壁装材料を除けばホルムアルデヒドのみである。今後、我が国においても、個々の部材特有の放散物質の基準を定めたラベリングを充実させる必要がある。

表 5-3 諸外国のラベリング

国	名称	対象部材	放散基準設定物質
アメリカ	GREENGUARD	一般建材、床材、接着、壁紙、塗料、天井材、断熱材、消費者製品	HCHO、全アルデヒド、TVOC、VOCs、PM10
		オフィス家具、	HCHO、全アルデヒド、TVOC、VOCs
		オフィス機器、電気製品、繊維製品、清掃用品	HCHO、全アルデヒド、TVOC、VOCs、オゾン、PM10、粉じん
	Green Label	カーペット、クッション、接着剤	HCHO、TVOC、VOCs
	Green Label Plus	カーペット	HCHO、TVOC、他アルデヒド類、VOCs、カプロラクタム、ナフタレン
カナダ	EcoLogo	竹及び他の木質代替床材	HCHO、VOCs
		カーペット	HCHO、TVOC
		繊維製床仕上げ材	HCHO、TVOC、VOCs
		可動間仕切り、オフィス家具等	HCHO、VOCs
		コピー機	オゾン、粉じん、TVOC
ドイツ	RAL	布張り家具	HCHO、全アルデヒド(HCHO除く)、TVOC、SVOCs、発がん性物質
		床用接着剤	HCHO、アセトアルデヒド、TVOC、SVOCs、発がん性物質
		合板、繊維板、木質ボード	HCHO、MDI、フェノール
		室内用木質製品(家具、ドア、パネル、フローリング)	HCHO、VOCs、CMT物質
		壁用塗料	HCHO
		壁紙	HCHO、TVOC、VOCs
	Gut	カーペット、カーペット用接着剤	HCHO、TVOC、VOCs、発がん性物質、臭気試験
	EMICODE	床用製品(接着剤、レベリング剤、タイル、モルタル、下塗り剤)	TVOC、発がん性物質
フィンランド	RTS	壁材、床材、塗料、接着剤等	HCHO、TVOC、アンモニア、発がん物質、臭気試験
スカンジナビア諸国	Nordic Swan Label	フローリング、壁装材料	HCHO
		接着剤	TVOC
デンマーク、ノルウェー	THE INDOOR CLIMATE LABEL	室内ドア、折り畳み式間仕切り、天井・壁システム、床材、木質系床タイル、窓、外装ドア、キッチン、浴室、洋服収納棚、カーペット	VOCs、粒子状物質、臭気試験
日本	日本工業規格(JAS)	合板、構造パネル、フローリング、積層板、構造用積層板、集成材、構造用集成材	HCHO
	日本農林規格(JIS)	繊維板、パーティクルボード、壁紙、火山性ガラス質複層板、接着剤、保温材、断熱材、塗料、塗材	HCHO
	ISM	壁紙、カーテン、カーペット内装塗料、壁張り接着剤	HCHO、TVOC
	SV	壁紙	HCHO、TVOC、VOCs
	室内環境配慮マーク	家具に使用する材料(木質建材、接着剤、塗料)	HCHO

注)HCHO:ホルムアルデヒド TVOC:総揮発性有機化合物 VOCs:揮発性有機化合物
SVOCs:準揮発性有機化合物 CMT物質:発がん性、変異原性、催奇形性物質
MDI:ジフェニルメタン-4,4'-ジイソシアネート

5-3-6. 諸外国の室内空気質規制に対する基本概念

一般論として、我々が室内空間で過ごす比率は1日のうち80%から90%以上であり、曝露経路として室内空気が重要であるとの認識は各国共通である。そのため、多くの諸外国で室内空気質に対する取り組みが実施されている。

居住環境の室内空気質に対する諸外国の取り組みの基本概念は「情報提供」である。国民の大半が健康影響を引き起こさない良質な室内空気質の目安として室内空気質ガイドラインが策定されている。また、汚染源対策として、化学物質の放散源である建材や家具のラベリングを関係業界が自主的に開発している。

一方、室内空気を汚染している化学物質の有害性が高く幅広く使用され、深刻な公衆衛生問題を引き起こしていると判断された場合のみ、放散源の規制基準勧告や使用禁止措置がなされている。例えば、アメリカ、ドイツ、スウェーデン、オランダ、デンマークなどのホルムアルデヒド発散建材の放散基準に基づく規制、カナダの UFFI の使用規制、アメリカのクロルピリホスとダイアジノンに対する使用規制である。我が国も同様にホルムアルデヒドとクロルピリホスを改正建築基準法で規制している。

居住環境の室内空気汚染は、特定の化学物質に高濃度曝露する労働環境とは異なり、多種類の低濃度の化学物質に複合曝露する。そのため、特定の化学物質を対象とした法的拘束力のある規制だけではなく、情報提供を基本とした非規制戦略を諸外国は採用していると考えられる。これらの取り組みは、多種類の低濃度化学物質による複合汚染であり、その汚染濃度には、換気、建築様式、住まい方、維持管理、屋外気候などの要因が複雑に関与している居住環境の室内空気汚染の最大の特徴であると言えるであろう。

ニュージーランドでは室内空気質ガイドラインが策定されていない。保健省の Graham (2005)は、その理由は住宅が個人の所有物であるためとしている。しかし、室内空気質ガイドラインがあると、国民の室内空気汚染に関するリスクやその対策に関する知識と理解が増加し、室内空気質を改善するための手段や行動の必要性に関して首尾一貫した決定を個人や行政が作成するのに役立つ、と述べている。2002年に大気質ガイドラインが策定された。Graham氏は、今後、室内空気もその適用対象に含めるよう大気質ガイドラインを改正する可能性を示唆している。

1996年頃から室内空気質ガイドラインを策定する諸外国が徐々に増えている。国民の大半が健康影響を引き起こさない良質な室内空気質の指標として室内空気質ガイドラインは必要である。それを参考に、関係業界は汚染源のラベリングを自主開発できる。

アメリカ、カナダ、オーストリア、中国香港特別行政区などの諸外国が室内空気質に関連する情報を一般向けのパンフレットやファクトシートで提供している。汚染物質や汚染源などの基本情報、汚染時の対策、汚染防止方法などが主な内容である。その情報量はアメリカ環境保護庁(USEPA, 2005)が最も多い。インターネットで豊富な情報を提供している。欧州地域は WHO Europe(2005)がパンフレットを多数提供している。これらの一般向け情報は、建築設計者、居住者、施設管理者などの関係者による自主的な取り組みを促進するうえで重要である。

5-4. まとめ

本章では、諸外国の室内空気質規制に関する取り組みの経緯と現状を調査し、それぞれの特徴を明らかにした。特に、室内空気質ガイドラインと汚染源対策に着目し、それらの現状と社会背景を検証した。そして、以下の知見を得た。

- (1) 居住環境の室内空気質に対する諸外国の取り組みの基本概念は「情報提供」である。その方法は、室内空気質ガイドライン、関係業界による自主的な建材等のラベリング、一般向けの

パンフレットやファクトシートなどである。アメリカは室内空気質ガイドラインを策定していないが、環境保護庁がインターネット等を通じて室内空気質に関する豊富な情報を提供し、関係業界や国民の自主的な取り組みを促進している。

- (2) 室内空気を汚染している化学物質の有害性が高く幅広く使用され、深刻な公衆衛生問題を引き起こしていると判断された場合のみ、放散源の規制基準勧告や使用禁止措置がなされている。
- (3) 欧米諸国のラベリングは、汚染源対策として、個々の対象部材特有の放散物質が網羅されるよう関係業界が開発していた。
- (4) 13 の国や州が室内空気質ガイドラインを策定していた。これらのガイドラインは、気候風土、生活習慣、建物の室内空気汚染の実態等の各国独自の実態と戦略に基づいて策定されていた。
- (5) ノルウェーのハウスダスト、中国の細菌など、生物学的因子等の住まい方が関与する汚染物質の室内空気質ガイドラインが策定されていた。
- (6) ドイツとフィンランドは、予防やアレルギー疾患への配慮からガイドラインを複数に分類していた。

諸外国の室内空気質規制に対する取り組みは、ホルムアルデヒドから VOCs へと対策が進み、この 30 年間で大きな進展を遂げた。これらは化学的因子に重点を置いた取り組みとなっている。しかし、ドイツでは、子どもや青少年を対象に、化学的因子のみならず、ハウスダスト、カビ、ペットアレルゲン等の生物学的因子の実態調査が開始されている。本論の第3章にまとめた調査においても、アレルギー様症状と室内ペットの飼育やカビとの関連性が示唆されている。これらのことを踏まえれば、今後、生物学的因子等、住まい方が関与する汚染物質の実態調査と施策の検討が必要である。また、室内空気汚染物質による健康影響は、アレルギーや呼吸器系疾患を有する居住者など、汚染物質に対して感受性の高い集団への対応が重要となっている。ドイツやフィンランドが実施している予防や高感受性集団への対応を考慮したガイドラインの分類は、今後の政策課題として重要であると考えられる。

参考文献

- 環境部生活公害課長（2004）室内空気質管理の政策方向、-中長期管理政策を中心に-，2004.10
（in Hangeul）
- 厚生省大臣官房統計情報部（1992）日常生活とアレルギー様症状，平成3年保健福祉動向調査の概況，pp. 1-18
- 厚生省生活衛生局企画課生活化学安全対策室（2000）シックハウス問題に関する検討会中間報告書－第1回～第3回のまとめ，2000年6月29日

厚生労働省医薬局審査管理課化学安全対策室 (2002) シックハウス問題に関する検討会中間報告書－第8回～第9回のまとめ, 2002年1月22日

厚生労働省大臣官房統計情報部 (2003) アレルギー様症状, 平成15年保健福祉動向調査の概況

Anderson, I., Lundqvist, G. R. and Mölhave, L. (1974) Formaldehyde in the atmosphere in Danish homes, *Ugeskr. Lag.*, **136** (138), pp. 2133-2139

Anderson, I. (1979) *Formaldehyde in the indoor environment: health implications and the setting of standards in indoor climate*, Copenhagen, Danish Building Research Institute, pp. 65-87

Becher, R., Hongslo, J. K., Bakke, J. V., Kvendbo, J. F., Sanner, T., Schwarze, P. E. and Dybing, E. (1999) Revised Guidelines for Indoor Air Quality in Norway, *Proceedings of Indoor Air '99*, **1**, pp. 171-176

Bortoli, M. D., Knöppel, H., Pecchio, E., Peil, L., Rogora, L., Schauenburg, H., Schlitt, H. and Vissers, H. (1986) Concentration of Selected Organic Pollutants in Indoor and Outdoor in Northern Italy, *Environment International.*, **12**, pp. 343-350

Burdach, V. S. and Wechselberg, K. (1980) Impairment of Health School. Symptoms Caused by the Use of Formaldehydes Emitting Materials in School Buildings, *Fortschritte Der Medizin*, **98** (11), pp. 377-412, 20 March

California Air Resources Board (1991) *Formaldehyde in the Home - Guideline No. 1*, September

Carrer, P., Rameckers, E. and Kotzias, D. (2004) *Policies and Actions Concerning Indoor Air Pollution in Dwellings in Europe and Overseas*, THADE Project, Report

Commission of the European Communities (1990) *Indoor Air Pollution by Formaldehyde in European Countries*, European Concerted Action, Indoor Air Quality & Impact on Man, Cost Project 613, Environment and Quality of Life, Report No. 7, EUR 13216 EN

Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (2004) *Guidance on the Effects on Health of Indoor Air Pollutants*, December

Consumer Product Safety Commission (1978) *CPSC Considers Regulation of Urea Formaldehyde Foam Insulation*, NEWS from CPSC, Release # 78-106, December 18

Consumer Product Safety Commission (1982) *CPSC Bans Urea Formaldehyde Foam Insulation (UFFI)*, NEWS from CPSC, Release # 82-005, March

Consumer Product Safety Commission (1983) *Ban on UFFI Lifted*, NEWS from CPSC, Release # 83-048, August 25

Carpet and Rug Institute (2005) *Carpet and Rug Institute*, accessed 12 February 2005, Available at: <http://www.carpet-rug.com/>

- Dally, K. A., Hanrahan, L. P. and Woodbury, M. A. (1981) Formaldehyde exposure in nonoccupational environments, *Archives of Environmental Health*, **36** (6), pp. 277-284
- Danish Society of Indoor Climate (2005) *Danish Society of Indoor Climate*, accessed 08 February 2005, Available at: <http://www.dsic.org/dsic.htm>
- Ecolabelling Norway (2005) *the Nordic Swan Label*, accessed 08 February 2005, Available at: <http://www.ecolabel.no/>
- Environmental Choice Program (2005) *Environmental Choice Program*, accessed 14 February 2005, Available at: <http://www.environmentalchoice.com/>
- European Commission (2003) *Formaldehyde, Industry Sectors, Construction, Legislation on substances*, Last updated 17 March 2003, Available at: <http://europa.eu.int/comm/enterprise/construction/internal/dangsub/explsubst12pr.htm>
- Fabiánová, E., Fletcher, T., Koppová, K., Hrubá, F., Houthuijs, D., Antonova, T., Volf, J., Rudnai, P., Zejda, J. and Niciu, E. (2001) *On Indoor Air in Central Europe*, 13th Conference of the International Society for Environmental Epidemiology, ISEE-549, September 2-5
- Federal Interagency Committee on Indoor Air Quality 2004 (2005); accessed 2 March 2005, Available at: <http://www.epa.gov/iaq/ciaq/>
- Greenguard Environmental Institute (2005) *GREENGUARD Environmental Institute*, accessed 10 February 2005, Available at: <http://www.greenguard.org/DesktopDefault.aspx>
- German Environmental Survey (2004) Last updated 20 June 2004, Available at: <http://www.umweltbundesamt.de/survey-e/index.htm>
- Gemeinschaft Emissionskontrollierte Verlegewerkstoffe (2004) *Specifications and Classification Criteria*, 08 November, 2004
- Government Printing Office (2002) *The U.S. Government Printing Office via GPO Access*, 24CFR3280.308, Code of Federal Regulations, Title 24, Volume 35, pp134-135, Revised as of April 1, 2002
- Graham, F. (2005) *Private communication*, 11 February 2005
- GuT (2005) *Carpets tested for a better living environment*, accessed 08 February 2005, Available at: <http://www.gut-ev.de>
- Health Canada (1989) *Exposure Guidelines for Residential Indoor Air Quality*, A Report of the Federal-Provincial Advisory Committee on Environmental and Occupational Health, Cat. H46-2/90-156E, 23 pages
- Hoffmann, K., Krause, C., Seifert, B. and Ullrich, D. (2000) The German Environmental Survey 1990/1992 (GerES II): Sources of personal exposure to volatile organic compounds, *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, **10** (2), pp.

115-125

- Hollowell, C. D., Berk, J. V. and Traynor, G. W. (1979a) Impact of reduced infiltration and ventilation on indoor air quality in residential buildings, *ASHRAE Trans.*, **85** (1), pp. 816-827
- Indoor Air Hygiene Commission (2005) *Guide values for indoor air*; accessed 2 March 2005, Available at: <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/irk.htm>
- Inter-department Indoor Air Quality Management Group (2003) *Guidance Notes for the Management of Indoor Air Quality in Offices and Public Places*, September
- Keml (1993) *The National Chemicals Inspectorate's Regulations on Formaldehyde in Wood-based Boards*, ISSN 0283-1937, KIFS 1989.5
- Krause, C., Mailahn, W., Nagel, R., Schulz, C., Seifert, B. and Ullrich, D. (1987) Occurrence of Volatile Organic Compounds in the air of 500 homes in the Federal Republic of Germany, *Proceeding of Indoor Air '87*, pp. 102-106
- Lansink, B. J. (1985) *UFFI and market value*, The Canadian Appraiser, Appraisal Institute of Canada, Vol. 29, Book 1, spring
- Lebert, E., van der Wiel, H. J., Bos, H. P., Noij, D. and Boleij, J. S. M. (1986) Volatile Organic Compounds in Dutch homes, *Environment International*, **12**, pp. 323-332
- Levy, J. I., Dumyahn, T. and Spengler, J. D. (2002) Particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in indoor and outdoor microenvironments in Boston, Massachusetts, *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, **12**, pp. 104-114
- Ministry of the Environment (1996) *Guidelines for Good Indoor Air Quality in Office Premises*, First edition, October
- Moschandreas, D. J., Karuchit, S., Kim, Y., Ari, H., Lebowitz, M. D., O'rourke, M. K., Gordon, S. and Robertson, G. (2001) On predicting multi-route and multimedia residential exposure to chlorpyrifos and diazinon, *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, **11**, pp. 56-65
- National Health and Medical Research Council (1996) *Interim National Indoor Air Quality Goals*, May
- RAL (2005) *Blauer Engel*, accessed 08 February 2005, Available at: <http://www.blauer-engel.de/>
- RTS (2002) *Emission Classification of Building Materials: Protocol for Chemical and Sensory Testing of Building Materials*, ISBN 951-682-673-3
- Säteri, J. (2002) FINNISH CLASSIFICATION OF INDOOR CLIMATE 2000: REVISED TARGET VALUES, *Proceedings of Indoor Air 2002*, **3**, pp. 643-648, 2002

- Slack, H. (2005) *Private communication*, 13 January 2005
- State Environmental Protection Administration (2002) *Indoor Air Quality Standard*, GB/T18883-200, 2002 (in Chinese)
- Seifert, B. (1990): Regulating Indoor Air, *Proceedings of Indoor Air '90*, **5**, pp. 35-49
- United Nations Center for Human Settlements (1997) *Building materials and Health*, HS/459/97/E, Nairobi, KENYA
- United States Environmental Protection Agency (2003) *Pesticides; Organophosphates, Organophosphate Pesticide Tolerance Reassessment and Reregistration*, Last updated 11 March 2003, Available at: <http://www.epa.gov/pesticides/op/index.htm>
- United States Environmental Protection Agency (2005) *indoor air quality publications*, accessed 5 April 2005, Available at: <http://www.epa.gov/iaq/pubs/index.html>
- Van Der Wal, J. F. (1982) Formaldehyde measurements in Dutch houses, schools and offices in the years 1977-1980, *Atmospheric Environment*, **16**, pp. 2471-2478
- Waeber R. and Brüscheiler B. (2002) *Richtwert für PCB in der Innenraumluft*, Information und Empfehlungen, Abteilung Chemikalien, Bundesamt für Gesundheit
- Waeber, R. (2005) *Private communication*, 24 February 2005
- Wallace, L. and Clayton, C. A. (1987) *Volatile organic compounds in 600 US homes: Major sources personal exposure*, P0998A US DOE Reports, DOE-ER-60493-1-Vol 1, pp. 183-187
- World Health Organization Europe (1987) *Air Quality Guidelines for Europe*, WHO Regional Publication, Europeans Series, No. 23, Copenhagen
- World Health Organization Europe (1999) *Strategic approach to indoor air policy making*, EUR/ICP/EHBI 04 02 02 E65523
- World Health Organization Europe (2000a) *Air Quality Guidelines for Europe 2nd edition*, WHO Regional Publication, Europeans Series, No. 91, Copenhagen
- World Health Organization Europe (2000b) *THE RIGHT TO HEALTHY INDOOR AIR*, WHO Working Group Meeting, Report on a WHO Meeting, European Centre for Environment and Health, Bilthoven Division, The Netherlands, 15-17 May
- World Health Organization Europe (2005) *Housing and Health*, Pamphlets, accessed 5 April 2005, Available at: http://www.euro.who.int/Housing/publications/20020409_2
- World Health Organization Headquarters (2000) *Guidelines for Air Quality*

第6章

室内空気質規制におけるリスク評価の現状と課題

第6章 室内空気質規制におけるリスク評価の現状と課題

6-1. はじめに

本章では、室内空気質のリスクに基づく評価スキームを研究するために、諸外国において導入あるいは検討されている室内空気質規制におけるリスク評価の現状に関する調査を行った。

我が国では近年、いわゆるシックハウス症候群等、化学物質による室内空気汚染が原因とされる居住者の健康問題が社会的に大きくなった。そこで厚生労働省(2002)は、これまで13の化学物質に対して室内濃度指針値を策定し、この問題に対応してきた。これらの化学物質は、実際の建物の調査で汚染濃度が高かった、室内に発生源があると考えられる、諸外国で規制されている、などの指標を参考に選定されてきた。

しかし近年、市場に流通する化学物質の多様化と量的拡大に伴い、個々の化学物質の有害性に着目した規制措置は限界にきている。特に、居住環境の室内空気は労働環境と異なり、多種類の低濃度の化学物質に複合曝露する。そのため、化学物質のリスクを適切に評価し、許容できないリスクの化学物質を優先的に管理する枠組みが必要である。

本論の第4章において、我が国の室内空気質規制に対する課題をこれまでの取り組みの経緯や社会背景から検討した。そして、リスク評価の観点から規制対象物質を優先付けする評価手法、同様の観点から汚染物質の総量を規制する枠組みの必要性を明らかにした。また、本論文の第3章において、我が国ではシックハウス様症状の有症率が高いことを明らかにした。さらに我が国では、化学物質に対して感受性の高い集団の存在が(Uchiyama and Murayama, 2003)明らかになっており、室内空気汚染物質に対して感受性の高い集団への対応をリスク評価の観点から検討する必要があることは明らかである。

そこで本章では、これらの課題を研究するにあたり、諸外国における既存の室内空気質規制において導入あるいは検討されているリスク評価に係わる取り組みの現状および動向を調査した。特に、規制対象物質の優先付け方法、汚染物質の総量規制および高感受性集団への対応に着目し、我が国の現状と対比して今後の政策あるいは研究課題を明らかにした。

6-2. 研究方法

調査は、先進工業国、あるいは急速に産業の発展が進み室内空気汚染問題が既往の文献等で顕在化している諸外国を対象とした。主に、欧州、北米、アジア、オセアニアを調査対象地域とした。国際機関や諸外国の室内空気質規制に関する報告書、関連学会の資料、関連論文を収集・分析した。資料の収集は、諸外国の関係諸機関のホームページ、独立行政法人科学技術振興機構のデータベース(JOIS)、アメリカ国立医学図書館のデータベース(Pubmed)等を利用した。さらに、電子メールや関連学会および国際シンポジウムで諸外国の関係組織の研究者や行政官に直接問い合わせて最新の情報を入手した。

6-3. 結果および考察

6-3-1. 諸外国の室内空気質規制の現状

本研究で室内空気質規制に関する情報が得られた諸外国は、欧州 21 カ国、ロシア連邦、中国、韓国、シンガポール、オーストラリア、ニュージーランド、アメリカ、カナダの合計 29 カ国であった。表 6-1 にこれらの諸外国の室内空気質規制の現状を示す。

表 6-1 諸外国における室内空気汚染物質に対する取り組みの現状

国、組織	建材の放散基準 (チャンバー試験)	室内空気質ガイドライン値の設定状況				建材ラベリング
		HCHO	個別VOCs	TVOC	ラドン	
世界保健機関 (WHO)本部		*	*	n.a.	n.a.	アセトアルデヒド、ベンゾ-a-ピレン、ニコチン、水銀、防虫剤など
世界保健機関 (WHO) 欧州事務局		*	*	n.a.	*	ベンゾ-a-ピレン、アスベスト、水銀、セラミック繊維など
欧州連合				INDEXプロジェクトで検討中		
イギリス		*	n.a.	+	n.a.	ベンゼン、ベンゾ[a]ピレン
イタリア		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
エストニア		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
オーストリア	HCHO(木質建材)			農林・環境・水資源管理省で検討中		
オランダ	HCHO(木質建材)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
スイス		*	n.a.	n.a.	n.a.	ポリ塩化ビフェニル
スウェーデン	HCHO(木質建材)	n.a.	n.a.	n.a.	*	n.a.
スペイン		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
スロベニア		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
スロバキア共和国		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
チェコ共和国		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
デンマーク	HCHO (木質建材,UFFI)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
ドイツ	HCHO (木質建材,UFFI)	**	**	***	n.a.	防腐剤、水銀、防虫剤、難燃剤、二環式テルペンなど
ノルウェー		*	n.a.	n.a.	*	アスベスト、人工鉱物繊維、ニコチン、ハウスダスト
フィンランド(FiSIAQ)		***	n.a.	***	*	アンモニア、臭気強度
フランス	HCHO(主にUFFI)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
ブルガリア		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
ベルギー		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
ポーランド		*	*	*	n.a.	防腐剤、アンモニア、フタル酸ジブチル、水銀、クレゾールなど
ポルトガル		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
リトアニア		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
ロシア連邦		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
中国	カーペットとその接着剤、 木質家具、木質建材	*	*	*	*	アンモニア、ベンゾ-a-ピレン、ベンゼン、細菌、オゾン
中国(香港)		**	*	**	*	細菌
シンガポール		*	n.a.	*	n.a.	細菌、カビ
韓国	HCHO,TVOC(一般資材、 接着剤)	*	n.a.	*	*	細菌、アスベスト、オゾンなど
日本	HCHO(木質建材、接着 剤、塗料など)	*	*	*	n.a.	アセトアルデヒド、フタル酸-2-エチル ヘキシル、防蟻剤、防虫剤など
アメリカ	HCHO(合板,PB)	*(CA)	n.a.	n.a.	*	クロルデン(NAS)
カナダ	UFFI使用禁止	**	n.a.	n.a.	*	n.a.
オーストラリア		*	n.a.	*	*	硫酸塩
ニュージーランド		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

*: 1種類のガイドライン値 ** : 2種類のガイドライン値 ***: 3種類のガイドライン値 n.a.: ガイドライン値なし

+: 概念を提示(1mg/m³以上の濃度と感覚や刺激の症状が報告された場合は汚染源調査と対策を実行すべきであることは明白)

FiSIAQ: 室内空気質気候学会 PB: パーティクルボード UFFI: ユリア樹脂系発泡断熱材 CA: カリフォルニア州 NAS: 国立科学アカデミー

諸外国の主な特徴は、日本を含む 14 の国や州が毒性学的見地から室内空気質ガイドラインを策定していることである。また、室内空気汚染による健康障害が確認されているホルムアルデヒド（HCHO）に関しては、日本を含む 11 か国が排出源である建材の放散基準を定めている。さらに日本を含む 8 か国で建材の放散レベルに応じたラベリングが開発されている。これらのラベリングは、建築設計者や消費者がより化学物質の放散量の少ない製品を選択しやすいよう、主に製品を提供する工業界が自主的に開発したものである。

室内空気質ガイドラインを策定している汚染物質は諸外国により異なっている。また、個々の揮発性有機化合物（VOCs）の総量を表す総揮発性有機化合物（TVOC）の概念を利用し、化学物質の総量を抑制する取り組みを、日本を含む 9 か国が実施している。

6-3-2. 室内空気質のリスク評価フロー

1983 年にアメリカ国立科学アカデミー(National Academy of Sciences: NAS)とアメリカ研究審議会(NRC)が開発した基本原則(NRC, 1983)が欧米諸国のリスク評価のモデルとなっている。さらに NRC は、汚染物質の排出と健康影響の関係を考慮する際の枠組み(NRC, 1985)を開発している。我々は、これらのモデルをベースに図 6-1 に示す室内空気質のリスク評価フローを作成した。

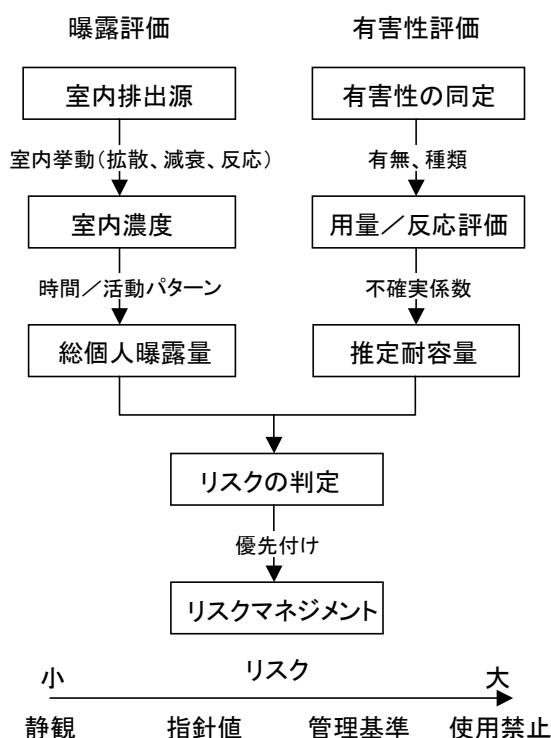


図 6-1 室内空気質のリスク評価フロー

室内空気質規制における規制対象物質の優先付け、汚染物質の総量規制、高感受性集団への対応をリスク評価の観点から検討するためには、図 6-1 の評価フローの各ステップにおいて、以下の項目を検討する必要がある。

- (1) 汚染物質の室内挙動を適切に把握して曝露評価を実施する
- (2) リスクの大きさに基づき管理すべき汚染物質を優先付ける
- (3) 個別の汚染物質だけでなく汚染物質の総量をリスク評価する
- (4) 有害性評価で高感受性集団の個人差を考慮する

以下、これらの項目に対する諸外国の取り組み状況を示す。

6-3-3. 諸外国の取り組み状況

6-3-3-1. 室内挙動

化学物質が室内のさまざまな要因で化学反応を引き起こし、新たな刺激物質を生じる現象が報告されている。このような現象は、建材から最初に放散される初期放散 (Primary emission) に対して二次放散 (Secondary emission) と呼ばれている (Knudsen et al., 2003)。Wolkoff ら (2000) は、室内でテルペン類とオゾンが反応し、刺激物質を生成する研究を行っている。また、Anderberg (2005) は、床スラブのコンクリートと、その上に設置されたフローリング材や接着剤が反応し、室内に揮発性有機化合物が放散されるメカニズムを実験的に研究している。

二次放散は、室内のさまざまな環境因子によって、室内の化学物質間で二次的な化学反応が起こり、新たな化学物質が室内に放散することを意味する。例えばこれらの環境因子として、オゾン、湿熱、光 (特に紫外線) などがある。オゾンは強い酸化作用を有する化学物質であり、高い化学反応性を有している。紫外線は活性エネルギーが高いため化学反応を起こしやすく、特に 300nm 以下の低い波長の紫外線は人体に対して有害である。また、アクリル酸エステル系樹脂、ポリエステル系樹脂、アミド系樹脂、ウレタン樹脂、尿素樹脂など、エステル結合、アミド結合、ウレタン結合、尿素結合を有する化学物質は加水分解することがある。特に、高温多湿下、酸や塩基性物質が共存すると、その反応は進行しやすくなる。また、このような反応は、数十年経過しても進行することがある。表 6-2 に二次反応によって生成する物質の一例を示す。

Wolkoff ら (2000) の報告によると、人を使ったボランティアによる小型チャンバー実験でカーペットにオゾンを曝露したところ、臭いの閾値を下回るわずか 10ppb のオゾン濃度でも、オゾンを曝露していない対照群よりも臭気強度の増加や臭気好みの変化が確認されている。Wilkins ら (2001) は、イソプレンとオゾンの混合気体に曝露したマウスにおいて感覚刺激による呼吸数の減少を確認している。

欧州委員会の共同研究センター (EC, 2003) がリスク評価を行うべき 13 の優先評価物質を選定し、その作業を進めている。これらの物質に α -ピネンと d-リモネンがある。ドイツ連邦環境

庁(Sagunski und Heinzow, 2003)は、 α -ピネンなどの二環式テルペンの室内空気質ガイドラインを策定している。これらの化学物質は、オゾンとの共存により気道への強い刺激が生じると報告されている。つまり、欧州連合とドイツ連邦環境庁は、二次放散で生じる室内空気汚染を取り組みの対象に含めている。

二次放散は、化学物質間の反応を予測あるいは把握しなければならない。 α -ピネンや d-リモネンは、毒性としてはさほど強くない。しかし、オゾンとの共存で気道に対する刺激が強まるのであれば、そのリスクを適切に評価し、そのレベルに応じて管理しなければならない。室内空気汚染物質の室内挙動は、曝露評価に大きく影響する。どのような反応が生じているか、それを防ぐにはどうすべきかなど、室内挙動に関するさらなる研究が必要である。

表 6-2 二次反応によって生成する物質の一例 (Wolkoff et al., 2000, 大勝 1997 に加筆)

もとの物質	反応種	二次生成物
テルペン	オゾン	アルデヒド類、ケトン類
紫外線硬化樹脂に残留する光開始剤	紫外線	アルデヒド類、ケトン類、アルコール類等
ポリエチレン	紫外線	アルコール類、ケトン類
アクリル酸エステル系樹脂	加水分解	アルコール類等
ポリスチレン	紫外線	不飽和ケトン類、アルデヒド類、スチレン、スチレントリマー等
ウレタン樹脂	加水分解	アゾ化合物、キノンイミド

6-3-3-2. 汚染物質の優先付け

欧州連合(EC, 2003)、アメリカ環境保護庁(USEPA, 2000; Slack, 2005)、カナダ保健省(Health Canada, 1989)、中国環境保護総局(SEPA, 2002)、イギリス保健省(COMEAP, 2001; COMEAP, 2004)、日本の厚生労働省(厚生省, 2000)において採用されている室内空気汚染物質の選定基準を表 6-3 に示す。日本を除く諸外国は、人の健康に対する既知の有害性や健康障害の実態の有無を基準としている。また、欧州連合、カナダ、日本は室内に排出源があることを基準としている。さらに日本は、国民の要望や他国の規制、主要な用途や構造分類を考慮している。しかし、いずれの諸外国もリスクの大きさに基づく選定はなされていなかった。

アメリカ環境保護庁(USEPA and EH&E, 2000)は、室内空気汚染化学物質をリスクの大きさに順位付けする研究を行っている。この研究の目的は、室内空気中から検出されている多種類の化学物質のリスクをスクリーニングすることであった。主に、1990 年代に USEPA 等が

表 6-3 諸外国における室内空気汚染物質の選定基準

国、機関及び 所管省庁	取り組み対象物質の選定基準				除外基準			備考
	有害性 健康障害	室内汚染 濃度	室内 排出源	その他	既存の 規制有	科学的 知見不足	管轄外	
欧州連合	+		+		+	+		既往の実態調査からリスクスクリーニングを試行
アメリカ環境保護庁	+							
カナダ保健省	+		+			+		
中国環境保護総局	+							
イギリス保健省	+					+	+	
日本厚生労働省		+	+	WHO空気質ガイドライン 国民の要望、他国の規制 主要な用途や構造分類を網羅				

実施した室内濃度の実態調査から 112 種類の化学物質が選定されている。そして、健康ベースの曝露基準値やガイドラインを用いて汚染物質のリスクベース濃度（RBCs）が算出されている。そして室内濃度／RBCs を求めてリスクランキングが作成されている。スクリーニングの結果、ホルムアルデヒドのリスクが高かった。また、ヘプタクロル、アルドリン、ディルドリン、クロルデンなど、現在では規制されている有機塩素系殺虫剤や、アセトアルデヒドのリスクが高かった。

このリスクランキングには曝露データにいくつかの不確実性がある。例えば、屋外の曝露を含む個人曝露データが使用されていること、短時間の曝露データが使用されていること、製造後の経過時間が長い建材は汚染物質の放散量が減衰するため、その時間に応じて曝露濃度に変化することなどである。予備検討として室内空気汚染物質のリスクをスクリーニングすることは可能である。スクリーニングにより、優先評価対象物質を絞ることができる。しかし、それだけで規制対象物質の優先付けを行うには高い不確実性が伴う。

我が国では一般居住環境の室内空気を対象とした化学物質のリスクスクリーニングは実施されていない。これまで策定された 13 の化学物質の室内濃度指針値以降の取り組みを検討するうえで、室内空気汚染物質のリスクスクリーニングを行う必要がある。そのうえで、スクリーニングにおけるデータの不確実性を考慮し、室内空気質ガイドラインの対象を検討する必要がある。

一方、リスクスクリーニングには重要な課題がある。アメリカ環境保護庁のリスクスクリーニングで選定された 112 の化学物質のうち、リスク評価を実施するために必要なリスクベース濃度(RBCs)の決定が可能であった化学物質は、そのうち 50 物質に過ぎなかった。信頼できる室内空気汚染化学物質の毒性データベースを充実させることは、今後の重要課題である。

6-3-3-3. 総量規制

居住環境の室内空気からは、約 900 種類の化学物質が確認されている。その排出源は、建材、家庭用品、暖房器具、家具、農薬、空調機器など、室内空間を取り巻く大半の製品である。つまり、室内空気汚染は、特定の化学物質に高濃度曝露する労働環境とは異なり、多数の低濃度の化学物質に複合曝露することに特徴がある。それゆえ、化学物質の総量を抑制する取り組みが必要とされる。

Mølhave (1991)は、個々の揮発性有機化合物 (VOCs) の量を総計し、容積当たりの重量 (例えば mg/m^3) で表す総揮発性有機化合物 (TVOC) の概念を提唱した。しかし、有害性の高い VOC が多く含まれている TVOC と、そうでない TVOC ではリスクの大きさが異なる。つまり、TVOC は毒性学的な見地からガイドラインを設定することが困難である。そのため化学物質の総量や複合曝露のリスクを表すことはできない。

スウェーデン国立保健福祉局(NBHW, 1998)は、室内空気のリスクをあらわす指標として TVOC を使用できないとしている。同一の材料を規定の評価法で試験し、建材を分類するための指標として用いることは可能と述べている。表 6-4 に示すように、諸外国のラベリングの多くは、TVOC を評価項目としている。しかし、現実には個別物質のガイドラインだけでは多種類の化学物質で汚染された室内空気を良質にすることは難しい。そのため表 6-1 に示すように、多くの諸外国で TVOC のガイドラインが定められており、それに代わる新しい手法は導入されていない。

USEPA(1986, 2000)は、化学物質の複合曝露によるリスク評価に関して 1986 年にガイドラインを公表している。このガイドラインは、個々の化学物質のリスクを総和した式(1)の有害性指数(HI)を用いている。これはいわゆる相加モデルである。有害性指数が 1 以下なら許容できる。しかし 1 以上であれば、どれほど 1 を越えているか、あるいは許容可能なレベルを算出する際の不確実係数の大きさに応じてリスクの許容度が判断される。

$$\text{Hazard Index (HI)} = \sum_{i=1}^n [\text{E}_i / \text{AL}_i] \quad \dots\dots(1)$$

HI : 有害性指数

E : 曝露レベル

AL : 許容可能なレベル

表 6-4 諸外国のラベリング

国	機関	規格、法律	対象部材	放散基準設定物質			
				HCHO	個別VOCs	TVOC	その他
アメリカ	グリーンガード環境研究所(GEI)	GREENGUARD™	一般建材、床材、接着、壁紙、塗料、天井材、断熱材、消費者製品	*	*	*	全アルデヒド、PM10
			オフィス家具、	*	*	*	全アルデヒド
			オフィス機器、電気製品、繊維製品、清掃用品	*	*	*	全アルデヒド、オゾン、PM10、粉じん
	カーペット・ラグ協会(CRI)	Green Label	カーペット、クッション、接着剤	*	*	*	
		Green Label Plus	カーペット	*	*	*	ナフタレン
カナダ	環境省の環境選択プログラム(ECP)	EcoLogo	竹及び他の木質代替床材	*	n.a.	*	
			カーペット	*	n.a.	*	
			繊維製床仕上げ材	*	*	*	
			可動間仕切り、オフィス家具等	*	n.a.	*	
			コピー機	n.a.	n.a.	*	オゾン、粉じん
ドイツ	商品安全・表示協会(RAL)、連邦環境庁	RAL	布張り家具	*	n.a.	*	全アルデヒド、SVOC、※AgBBスキーム
			床用接着剤	*	*	*	SVOC、※AgBBスキーム
			合板、繊維板、木質ボード	*	*	n.a.	
			室内用木質製品(家具、ドア、パネル、フローリング)	*	n.a.	*	CMT物質
			壁用塗料	*	n.a.	n.a.	
			壁紙	*	n.a.	*	芳香族TEX
	環境配慮カーペット協会	Gut	カーペット、カーペット用接着剤	*	*	*	SVOC、※AgBBスキーム
フィンランド	建築情報財団(RTS)	RTS	壁材、床材、塗料、接着剤等	*	*	*	発がん性物質、臭気試験
			フローリング	*	n.a.	n.a.	
			接着剤	n.a.	n.a.	*	
スκανジナビア諸国	エコラベリング・ノルウェー	Nordic Swan Label	壁装材料	*	n.a.	n.a.	
デンマーク、ノルウェー	デンマーク室内気候協会(DSIC)、ノルウェー室内気候フォーラム(NFIC)	THE INDOOR CLIMATE LABEL	室内ドア、折り畳み式間仕切り、天井・壁システム、床材、木質系床タイル、窓、外装ドア、キッチン、浴室、洋服収納棚、カーペット	n.a.	*	*個別のVOCsのリスクを総計	粒子状物質、臭気試験
日本	農林水産省	JAS	合板、構造パネル、フローリング、積層板、構造用積層板、集成材、構造用集成材	*	n.a.	n.a.	
	経済産業省	JIS	繊維板、パーティクルボード、壁紙、火山性ガラス質複層板、接着剤、保温材、断熱材、塗料、塗材	*	n.a.	n.a.	
	全国家具工業連合会	室内環境配慮マーク	家具に使用する材料(木質建材、接着剤、塗料)	*	n.a.	n.a.	
	壁紙製品規格協議会	SV	壁紙	*	n.a.	*	芳香族TEX
	壁装材料協会	ISM	壁紙、カーテン、カーペット内装塗料、壁張り接着剤	*	n.a.	*	
	ベタリーピング	BL認定基準	木質系内装部品	*	n.a.	n.a.	

注) HCHO:ホルムアルデヒド SVOC:半揮発性有機化合物 TVOC:総揮発性有機化合物 VOCs:揮発性有機化合物
PM10:粒子状物質 CMT物質:発がん性、変異原性、催奇形性を示す物質 芳香族TEX(トルエン、エチルベンゼン、キシレン)

ドイツでは、毒性学的見地から TVOC のガイドライン値を明白には策定できないため、TVOC 概念の不確実性に対処するために、個別の数値を用いず濃度の範囲を設定している (Seifert, 1999; IRK, 2005)。その内容を表 6-5 に示す。

表 6-5 ドイツの TVOC ガイドライン

分類	ガイドライン
改装中等の一時的な部屋の濃度	10000～25000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
長期間居住する部屋の濃度	1000～3000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満の範囲を長期間超過しない
最大長期平均目標濃度	200～300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満、あるいはより可能な限り常に低く

TVOC にリスクの概念を導入している建材評価法が 2 つある。ドイツ連邦環境庁の「建材の健康影響評価委員会 (the Committee for Health-related Evaluation of Building Products; Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten – AgBB(2003))」とデンマーク室内気候協会(DSIC, 2003)の室内気候ラベルである。

これらの評価法は、複数の VOC が検出された場合、USEPA が提唱したリスクの相加モデルを用いている。そして、それぞれ独自の毒性データベースを作成している。AgBB は最小影響濃度(LCI)、室内気候ラベルは VOCBASE である。しかし、USEPA のリスクランキングで述べたように、信頼できる室内空気汚染化学物質の毒性データベースの情報量は少ない。ところが LCI が定められた化学物質は、2003 年 6 月時点で 138 物質ある。これほど多くの LCI が定められている理由の 1 つは、アルデヒド類やアルコール類など、同じ構造分類の化学物質であれば、LCI を同じ数値にできる規定を採用しているからである。しかし、同じアルデヒド類でも、ホルムアルデヒドとノナナールの最小影響濃度は同じではない。このことは、我が国の室内濃度指針値(厚生労働省, 2002)から明らかである。さらに LCI が定められている個々の物質は、エンドポイントが異なるものが混在している。そのため AgBB スキームの相加モデル (式(2)) はエンドポイントが異なる化学物質のリスクを相加する可能性がある。基本的に複合曝露のリスクの相加モデルは、エンドポイントが同じ化学物質のリスクを相加しなければならない。これらのことから AgBB スキームは、相加したリスクを過小あるいは過大に見積もる可能性が課題として残されている。

VOCBASE には 800 種類以上の VOCs の臭気閾値と目や鼻や気道の刺激閾値がデータベース化されている。デンマーク気候ラベルの相加モデル (式(3)) は刺激閾値のみが用いられる。そのため、神経毒性や生殖毒性などの他のエンドポイントは評価できない。

$$\text{室内適合基準値 } R = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{LCI_i} \leq 1 \quad \cdots \cdots (2)$$

C : チャンバー試験濃度
LCI : 最小影響濃度

$$\sum_{i=1}^n \frac{C_{si}}{CL_i} < 1 \quad \cdots \cdots (3)$$

Cs : チャンバー試験濃度
CL : 室内許容可能濃度（刺激閾値）

室内空気中には TVOC 以外にも多種類の化学物質が存在する。例えば、フタル酸エステル類などの半揮発性有機化合物（SVOC）、クロルピリホスやベンゾ[a]ピレンなどの粒子状物質（POM）である。室内空気汚染化学物質の総量を抑制する取り組みは、TVOC のみならず、これらの化学物質を含めた複合曝露のリスクを考慮しなければならない。しかし、複合曝露のリスク評価にはいくつかの課題がある。現実には複合曝露のリスクを相加しても、単純には相加通りの結果は得られない。基本的に、化学物質の毒性は、代謝酵素活性がある閾値を超えた場合に代謝システムの限界を超えて影響が出現すると考えられる。そのため、複合曝露のリスク評価は、複数の化学物質への曝露により代謝酵素活性の限界を超えているかどうかを定量的に把握する必要があると考えられる。また、ベンゼンやフタル酸エステル類のように、代謝産物が強い毒性を有するものがある。つまり、代謝半減期が異なる化学物質が複数混在している場合、代謝産物との複合曝露も考慮しなければならない。これらのことから、複合曝露のリスク評価を行うには解明すべき課題が残されている。

今後、我が国で複合曝露のリスク評価スキームを開発するにあたり、代謝酵素活性や代謝産物の影響など、低濃度化学物質の複合曝露による毒性発現のメカニズムに関する研究が必要である。

6-3-3-4. 高感受性集団

リスク評価で使用される不確実係数は、同種関係数として一般的に 10 が使用されている。しかし近年、大人と子どもの体格の違いや汚染物質に対する感受性の違いから、その数値の妥当性が懸念されている。

ドイツ連邦環境庁(FEA, 2004)は、胎児期、乳児期、幼児期、就学前児童から青年期の各発達段階の曝露状況、毒物動態学、毒物動力学、騒音、紫外線や電磁波への曝露、社会経済的要因等について、大人と子どもの違いを研究している。そして、ドイツ国内で実施される規制等の数値を定めるにあたり、特に子どもを対象とした安全要因がどのように適当されるかについての概要をまとめている。その結果、最も脆弱度が高い年齢群であっても、個体間の差を適正に考慮した対応が確実に取られるためには、現在一般的に使用されている同種関係数 10

は適正であるとしている。ただし、室内空気に関しては、子どもは大人よりも体重あたりの呼吸量が多いことから、さらに2を掛けた同種間係数20を使用すべきとしている。この係数は、ドイツ連邦環境庁の室内空気衛生委員会(Innenraumlufthygiene-Kommission: IRK, 1996)が提唱したものである。IRKが定めた室内空気質ガイドラインのうち、子どもの曝露が懸念されるトルエン(Sagunski 1996)、ジクロロメタン(Witten 1997)、スチレン(Sagunski 1998)、水銀(Link 1999)、二環式テルペン(Sagunski und Heinzow 2003)、ナフタレン(Sagunski und Heger 2004)で子どもの不確実係数2が採用されている。この係数は、大人と子どもの呼吸量の差を考慮したものであり、化学物質への感受性の個人差を考慮したものではない。図6-2にドイツの室内空気質ガイドラインRW IIの不確実係数を示す。

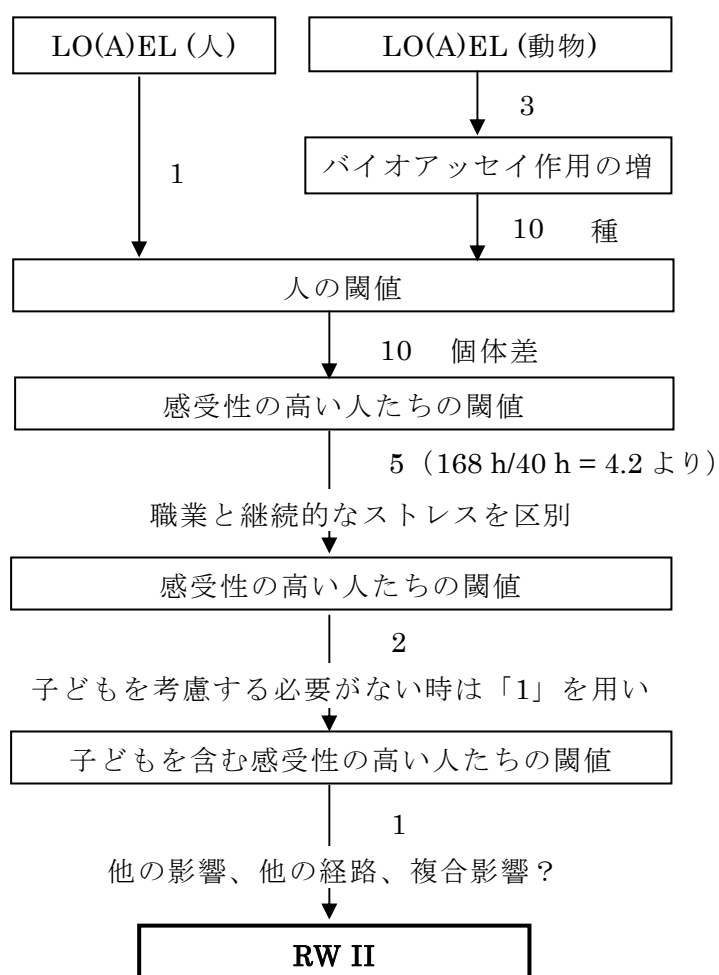


図 6-2 ドイツの室内空気質ガイドライン RW II の不確実係数 (IRK 1996)

表 6-6、表 6-7 に示すように、ドイツとフィンランドは、室内空気質ガイドラインにおいて化学物質への感受性の個人差を考慮している。現時点では毒性学的な見地からではなく概念的に室内空気質ガイドラインを複数に分類している。

表 6-6 ドイツとフィンランドのガイドラインの分類

汚染物質	単位	ドイツ 連邦環境庁 (1996-2004)		フィンランド 室内空気質気候学会 (2001)			日本 厚生労働省 (1997-2001) 抜粋	WHO (1999) 抜粋	WHO欧州 (2000) 抜粋
		RWI	RWII	S1	S2	S2			
二酸化窒素	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	—	60 (1w)	—	—	—	—	200 (1h)	200 (1h)
		—	350 (30m)	—	—	—	—	40 (1y)	40 (1y)
一酸化炭素	mg/m^3	1.5 (8h)	15 (8h)	2	3	8	10 ppm ^{a)}	10 (8h)	10 (8h)
		6 (30m)	60 (30m)	—	—	—	—	30 (1h)	30 (1h)
二酸化炭素	mg/m^3	—	—	1300	1650	2200	1000 ppm ^{a)}	1000 ppm	—
オゾン	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	—	—	20	50	80	—	120 (8h)	120 (8h)
PM10	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	—	—	20	40	50	150 ^{a)}	—	—
ホルムアルデヒド	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	120 (1977年設定)		30	50	100	100	100 (30m)	100 (30m)
トルエン	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	300	3000	—	—	—	260	260 (1w)	260 (1w)
		—	—	—	—	—	—	1000 (30m)	1000 (30m)
スチレン	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	30	300	—	—	—	220	260 (1w)	260 (1w)
ナフタレン	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	2	20	—	—	—	—	7 (30m)	70 (30m)
ジクロロメタン	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	200	2000	—	—	—	—	3000 (24h)	450 (1w)
		—	(24h)	—	—	—	—	3000 (24h)	3000 (24h)
二環式テルペン	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	200	2000	—	—	—	—	—	—
リン酸トリス(2-クロロエチル)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	5	50	—	—	—	—	—	—
ジイソシアート	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	硬化後の長期曝露はないが使用時は換気励行		—	—	—	—	—	—
総揮発性有機化合物 (TVOC)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	1000～3000未満 (永住空間)		200	300	600	400	—	—
		200～300未満 (長期平均濃度目標)		—	—	—	—	—	—
ペンタクロロフェノール	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.1	1	—	—	—	—	—	—
アンモニア	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	—	—	30	30	40	—	—	—
ラドン	Bq/ m^3	—	—	100	100	200	—	—	100 (1y)
水銀	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.035	0.35	—	—	—	—	1 (1y)	1 (1y)
細菌	CFU/ m^3	—	—	—	—	—	—	—	—
臭気強度	強度指数	—	—	3	4	5.5	—	—	—
室温	°C	—	—	23-24 (夏) 21-22 (冬)	23-26 (夏) 20-22 (冬)	22-27 (夏) 20-23 (冬)	17～28 ^{a)}	—	—
相対湿度	%RH	—	—	—	—	—	40～70 ^{a)}	—	—
気流	m/s	—	—	0.20 (夏) 0.13 (冬)	0.25 (夏) 0.16 (冬)	0.30 (夏) 0.19 (冬)	0.5 ^{a)}	—	—

* (): y(年), w(週), h(時間), m(分)の各平均曝露時間

a) 建築物衛生法の建築物環境衛生管理基準

例えばドイツ(IRK, 1996)は、既知の毒性および疫学的な科学的知見に基づき定められた室内空気質ガイドライン RW II と、さらに不確実係数 10 で除した RW I を定めている。RW I は、長期間曝露したとしても健康影響を引き起こす十分な科学的根拠がない値である。しかしながら、RW I を越えていると、健康上望ましくない平均的な曝露濃度よりも高くなる。そのため RW I と RW II の間の濃度であった場合には、予防のために行動する必要があると定義されている。フィンランド(Säteri, 2002)は、アレルギーや呼吸器系疾患等を有する居住者の要求を満たす水準と定義した室内空気質ガイドラインを定めている。

我が国の室内濃度指針値は、既知の毒性および疫学的な科学的知見に基づき定められている。クロルピリホスの指針値は、子どもの影響に関して信頼できる科学的知見が存在した。そのため、同種関係数 10 を追加した子どもの指針値が別途策定された(厚生労働省, 2002)。

今後、アレルギー性疾患の有症率の高さや体重当たりの大人と子どもの呼吸量の差を考慮した不確実係数を検討し、室内濃度指針値に反映させる必要がある。

表 6-7 ドイツとフィンランドのガイドラインの分類の要求水準

国	分類	要求水準
ドイツ	RW I	長時間暴露でも健康影響を引き起こす十分な科学的根拠はないが、健康上望ましくない平均暴露濃度より高いため、予防のために行動する必要がある濃度
	RW II	既存の毒性・疫学的知見をベースとした健康影響に関連した濃度
フィンランド	S1	最良質な室内空気質(アレルギーや呼吸器系疾患等を有する居住者の要求を満たす濃度)
	S2	良質な室内空気質
	S3	満足できる室内気候

6-4. まとめ

室内空気質規制に係わるリスク評価について、諸外国の取り組みの現状と課題を調査し、我が国と対比した。本研究で得た今後の政策課題等を以下に示す。

- (1) 室内空気汚染物質のリスクスクリーニングによる優先付け
- (2) 室内空気汚染物質の毒性データベースの充実
- (3) 室内空気汚染物質の室内挙動に関する研究
- (4) 低濃度化学物質の複合曝露によるリスク評価スキームの開発
- (5) 高感受性集団の個人差や大人と子どもの体格や生理機能の違いを考慮したリスク評価スキームの開発

参考文献

- 大勝靖一：監修（1997）高分子安定化の総合技術－メカニズムと応用展開－，株式会社シーエムシー，March 31, 1997 第1版
- 厚生省生活衛生局企画課生活化学安全対策室：シックハウス（室内空気汚染）問題に関する検討会中間報告書－第1回～第3回のまとめ，2000年6月29日
- 厚生労働省医薬局審査管理課化学安全対策室（2002）シックハウス（室内空気汚染）問題に関する検討会中間報告書－第8回～第9回のまとめ，2002年1月22日
- AgBB (2003) *Health-related Evaluation Procedure for Volatile Organic Compounds Emissions (VOC and SVOC) from Building Products*, AgBB - June 2002, LCI's in Part 3: June 2003
- Anderberg, A. (2005) *Moisture properties of self-levelling flooring compounds*, Division of Building Materials, LUND INSTITUTE OF TECHNOLOGY LUND UNIVERSITY, TVBM-3120 Licentiate Thesis, ISSN 0348-7911 TVBM
- Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (2001) *INDOOR AIR QUALITY: DEVELOPMENT OF GUIDANCE*, COMEAP/2001/10, June
- Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (2004) *Guidance on the Effects on Health of Indoor Air Pollutants*, December
- Danish Society of Indoor Climate (2003) *Standard Test Method for Determination of the Indoor-Relevant Time-Value by Chemical Analysis and Sensory Evaluation*, 2nd Edition, approved 20 January
- European Commission, JRC (2003) *Indoor air pollution: new EU research reveals higher risks than previously thought*, Brussels, 22 September
- Federal Environmental Agency (2004) *Umweltbundesamt: Environmental health risks – what are the differences between children and adults?*, Action Programme Environment and Health, May
- Health Canada (1989) *Exposure Guidelines for Residential Indoor Air Quality*, A Report of the Federal-Provincial Advisory Committee on Environmental and Occupational Health, Cat. H46-2/90-156E, 1989
- Innenraumlufthygiene-Kommission: IRK (1996) des Umweltbundesamtes und des Ausschusses für Umwelthygiene der AGLMB: Richtwerte für die Innenraumluft: *Basisschema, Bundesgesundheitsblatt*, **39**, S. 422-425
- Innenraumlufthygiene-Kommission: IRK (2005) *Guide values for indoor air*, accessed 2 March 2005, Available at: <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/irk.htm>
- Knudsen, H. N., Nielsen, P. A., Clausen, P. A., Wilkins, C. K. and Wolkoff, P. (2003) Sensory

- evaluation of emissions from selected building products exposed to ozone, *Indoor Air*, **13**, pp. 223–231
- Mølhave, L. (1991) Volatile Organic Compounds, Indoor Air Quality and Health, *Indoor Air*, **4**, pp. 357–376
- National Board of Health and Welfare (1998) *Flyktiga organiska ämnen i inomhusluften, Socialstyrelsens meddelandeblad nr 4/98*, Juni
- National Research Council (1983) *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*, National Academy Press, Washington D.C., 191 pages
- National Research Council (1985) *Epidemiology and Air Pollution*, National Academy Press, Washington D.C., 224 pages
- Sagunski, H. und Heinzow, B. (2003) Richtwerte für die Innenraumluft: Bicyclische Terpene (Leitsubstanz α -Pinen), *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz*, **46**, S.346–352
- Säteri, J. (2002) FINNISH CLASSIFICATION OF INDOOR CLIMATE 2000: REVISED TARGET VALUES, *Indoor Air 2002: Proceedings of the 9th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Monterey, California, **3**, pp. 643–648
- Seifert, B. (1999) Richtwerte für die Innenraumluft: Die Beurteilung der Innenraumluftqualität mit Hilfe der Summe der flüchtigen organischen Verbindungen (TVOC-Wert). *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz*, **42**, s270–278
- Slack, H.: *Private communication*, 13 January 2005
- State Environmental Protection Administration (2002) *Indoor Air Quality Standard*, GB/T18883-2002
- U.S. Environmental Protection Agency (1986) *Guidelines for the Health Risk Assessment of Chemical Mixtures*, EPA/630/R-98/002, September
- U.S. Environmental Protection Agency (2000) *Supplementary Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures*, EPA/630/R-00/002, August
- U.S. Environmental Protection Agency and Environmental Health & Engineering, Inc. (2000) *Ranking Air Toxics Indoors*, EH&E Report #11863, 22 December
- Uchiyama, I. and Murayama, R. (2003) Studies on Current Situation of Chemical Sensitivity in Japan, *Proceedings of 2003 International Symposium on Indoor Air Quality and health Hazards*, pp. 186–188
- Wilkins, C. K., Clausen, P. A., Wolkoff, P., Larsen, S.T., Hammer, M., Larsen, K., Hansen, V., and Nielsen, G. D. (2001) Formation of Strong Airway Irritants in Mixtures of Isoprene/Ozone and Isoprene/Ozone/Nitrogen Dioxide, *Environmental Health*

Perspectives, **109** (9), pp. 937-941, September

Wolkoff, P., Salthammer, T. and Knudsen, H. N. (2000) *General paper for Tokyo/Osaka Seminars*, December 5-6, 2000

第7章

日本における室内空気汚染物質のリスク分析

第7章 日本における室内空気汚染化学物質のリスク分析

7-1. はじめに

第6章において、室内空気質規制に係わるリスク評価に関する諸外国の取り組みの現状と課題を調査し、我が国と対比した結果、我が国における室内空気汚染物質のリスクスクリーニングが重要課題であることを明確にした。また、リスクスクリーニングを行うにあたっては、毒性データベースの充実が重要課題であることも明確にした。

アメリカ環境保護庁(USEPA)が、室内空気汚染化学物質のリスクスクリーニングについて試験的に調査を行っている(USEPA and EH&E, 2000)。しかし、化学物質の有害性を評価するにあたり、不確実係数の設定条件が異なる種々のデータベースの耐容濃度を採用している、あるいは曝露調査で得られた112の化学物質のうち耐容濃度が得られたものは50物質に過ぎないなどの課題が残されていた。

本章では、室内空気汚染化学物質のリスクスクリーニング手法を開発し、我が国の実態を明らかにする。そして、今後の優先取り組み物質を明らかにすることが本章の目標である。

7-2. 研究方法

7-2-1. 曝露データの作成

居住環境中の室内濃度の実態調査データを収集した。収集期間は1995年1月以降の約10年間とした。独立行政法人科学技術振興機構のデータベース(JOIS)による検索、厚生労働科学研究の報告書、関係省庁の報告書等から合計19(安藤ら, 1997; 2000; 2001; 2002; 2003; 大貴ら, 2002; 2003; 国土交通省, 2001; 2002; 2003; 2004; 国立医薬品食品衛生研究所, 1998a; 1998b; 斉藤ら, 2001; 2002; 2003a; 2003b; 東京都, 2003; Dai et al., 2003)の文献を採用した。データを採用するにあたっては、①全国規模あるいは都道府県等の規模の大きい調査であること、②アレルギー性疾患を有する集団等の特定集団を対象とした調査ではないこと、③室内濃度の平均値あるいは95パーセンタイル値が算出されていること、などを条件とした。

7-2-2. 有害性データの作成

有害性データは表7-1に示す国際機関及び各国の関係省庁が公表している評価文書を利用した。非発がん影響については、信頼性のある亜急性毒性、慢性毒性または生殖発生毒性のNOAELまたはLOAELが評価文書の中で明記されている化学物質を対象とした。複数の毒性量がある場合、①動物よりもヒト優先、②LOAELよりもNOAELを優先、③最も感受性の高いエンドポイントを優先、④長期曝露期間を優先、などの指標を総合的に判断し、図7-1のフローに基づき推定ヒト無毒性量を算出した。国際がん研究機関(IARC)の発がん性分類でGroup1またはGroup2Aに属するものは、図7-2のフローに基づきユニットリスク(UR)を算出

した。

表 7-1 有害性に関する評価文書

No.	評価文書
(1)	厚生労働省: 室内空気汚染問題に関する検討会中間報告書－第1回～第3回のまとめ(2000a), 第4回～第5回のまとめ(2000b), 第6回～第7回のまとめ(2001), 第8回～第9回のまとめ(2002)
(2)	環境省: 化学物質の環境リスク評価: 第1巻(2002), 第2巻(2003), 第3巻(2004)
(3)	Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR): Toxicological Profile Information Sheet
(4)	U.S. National Toxicology Program, Center for the evaluation of risks of human reproduction (CERHR): NTP-CERHR expert panel report
(5)	International Programm on Chemical Safety: Concise International Chemical Assessment Documents (CICAD), No. 1-66
(6)	European Chemicals Bureau (ECB): European Union Risk Assessment Report
(7)	International Programm on Chemical Safety: Environmental Health Criteria (EHC), No. 1-231
(8)	U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention & Toxics (OPPT): Chemical Fact Sheets
(9)	U.S. Environmental Protection Agency (EPA): Pesticide Tolerance Reassessment & Reregistration Documents
(10)	U.S. Environmental Protection Agency (EPA): Integrated Risk Information System (IRIS)
(11)	Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD): Screening Information Data Set (SIDS)
(12)	California Environmental Protection Agency, Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA): Chronic Reference Exposure Levels
(13)	WHO Headquarters (2000) Guidelines for Air Quality
(14)	WHO Europe (2000) Air Quality Guidelines for Europe 2nd edition., WHO Regional Publication, Europeans Series, No. 91, Copenhagen

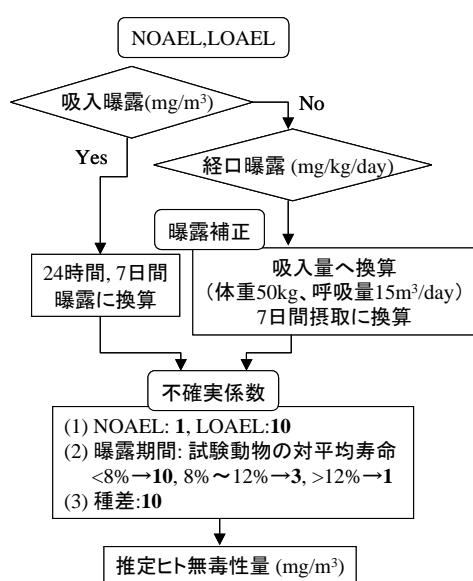


図 7-1 推定ヒト無毒性量の算出フロー

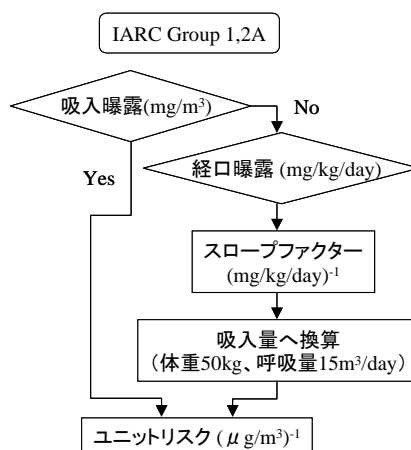


図 7-2 ユニットリスクの算出フロー

我々は日常、居住環境中で室内空気汚染物質に曝露する場合、一般的に毎日継続的に曝露する。しかしながら、ヒトの疫学調査や動物実験における曝露期間は、労働環境を想定しているため、一般的に断続的に行われる。例えば、1日6から8時間、1週間に5日間の曝露期間で行われる。そこで、居住環境を想定した継続的な曝露にこれらの曝露データを換算するために、曝露補正が行われる。具体的には、実際の曝露濃度から時間加重平均濃度を算出する(USEPA, 1994)。吸入曝露の場合、1日(24時間)あたりの実際の曝露時間(H)と1週間(7日)あたりの実際の曝露日数(D)をもとに、実際の曝露濃度(Cobs)から時間加重平均濃度(Cavg)を算出する。経

口曝露の場合、1日あたりの食餌への投与量は換算する必要がないためそのまま使用し、1週間あたりの投与日数(D)をもとに、実際の投与量(I_{con})から時間加重平均濃度(I_{avg})を算出する吸入曝露、経口曝露の計算式をそれぞれ式(1)および式(2)に示す。

$$C_{avg} = C_{obs} \times (H \text{ 時間} / 24 \text{ 時間}) \times (D \text{ 日} / 7 \text{ 日}) \quad \text{式 (1)}$$

$$I_{avg} = I_{con} \times (D \text{ 日} / 7 \text{ 日}) \quad \text{式 (2)}$$

また、我々は日常、生活時間の約9割を室内で過ごしており、そのうち約6～8割の時間を住宅の中で過ごしている(塩津ら, 1998)。そのため、居住環境における室内空気汚染物質による健康影響は、そのリスクをより安全側に見積もるためにも、生涯にわたる長期間の曝露を考慮しなければならない。しかしながら、ヒトの疫学調査や動物実験における曝露期間は、一般的に短期間である。例えば、ヒトの疫学調査の場合、曝露期間は5年から20年である。また、動物実験の場合、その平均寿命の10%未満で実施される。そこで、これらの曝露データを生涯曝露に換算するために、曝露補正が行われる。例えば、アメリカ環境保護庁(USEPA, 1994)は、平均生涯寿命の10%未満の曝露期間で試験された亜急性曝露のデータに対しては、不確実係数(UF)として10を用いることを推奨している。しかしながら、その論理的根拠は明確ではなく、実際には主観的な判断に基づいて使用されてきた。そこで、カリフォルニア州環境保護庁の環境保健有害性評価局(Office of Environmental Health Hazard Assessment: OEHHA, 2000)は、一貫性のある曝露補正の不確実係数を提案している。この提案によるアプローチは、平均寿命に対する比率に基づき、(1)平均寿命の8%未満では不確実係数10、(2)同8～12%以下では不確実係数3、同12%超では不確実係数1としている。本論では、この提案によるアプローチが最も実用的であると判断し、この方法を採用した。表7-2に不確実係数の一覧表を示す。

表 7-2 動物種による曝露期間と不確実係数

動物種	平均寿命(年)	曝露期間*			単位
		12%超	8%以上、12%以下	8%未満	
ヒヒ	55	6.6	4.4～6.6	4.4	年
ネコ	15	>94	63～94	<63	週
イヌ	15	>94	63～94	<63	週
モルモット	6	>38	25～38	<25	週
ハムスター	2.5	>16	11～16	<11	週
ヒト	70	>8.4	5.6～8.4	<5.6	年
マウス	2	>13	9～13	<9	週
ウサギ	6	>38	25～38	<25	週
ラット	2	>13	9～13	<9	週
アカゲザル	35	>4.2	2.8～4.2	<2.8	年
不確実係数設定値		1	3	10	

* 平均寿命に対する比率から算出

7-2-3. リスクの判定

式(3)または式(4)に基づき Margin of Exposure (MOE)またはがん過剰発生率を算出した。そして、表 7-3 に基づきリスクを判定した。判定 A は、リスク削減対策を実施すべきと判断される分類である。判定 B は、汚染源や曝露濃度について、さらに詳細な調査が必要と判断される分類である。判定 C は、現時点では調査等の必要がないと判断される分類である。

判定にあたっては、室内濃度の 95 パーセンタイル値を第一優先に、次に算術平均値をもとに判定した。室内汚染化学物質の濃度は、調査全体の濃度分布から極端にかけ離れた高い異常値が検出される場合がある。そのため、最大値ではなく 95 パーセンタイル値を高曝露濃度の指標とした。ただし、95 パーセンタイル値が計算されていない調査データの場合、算術平均を代替指標とした。最終的に、MOE あるいはがん過剰発生率のうち、いずれか厳しい側の判定結果をリスクの総合判定とした。本研究で用いたリスクスクリーニングスキームの全体概要を図 7-3 に示す。

$$\text{MOE} = \frac{\text{推定ヒト無毒性量}}{\text{室内濃度}} \quad \text{式 (3)}$$

$$\text{がん過剰発生率} = \text{室内濃度} \times \text{UR} \quad \text{式 (4)}$$

表 7-3 リスク判定表

MOE	がん過剰発生率	判定
10未満	10 ⁻⁵ 以上	A (対策要)
10以上100未満	10 ⁻⁶ 以上10 ⁻⁵ 未満	B (調査要)
100以上	10 ⁻⁶ 未満	C (静観)

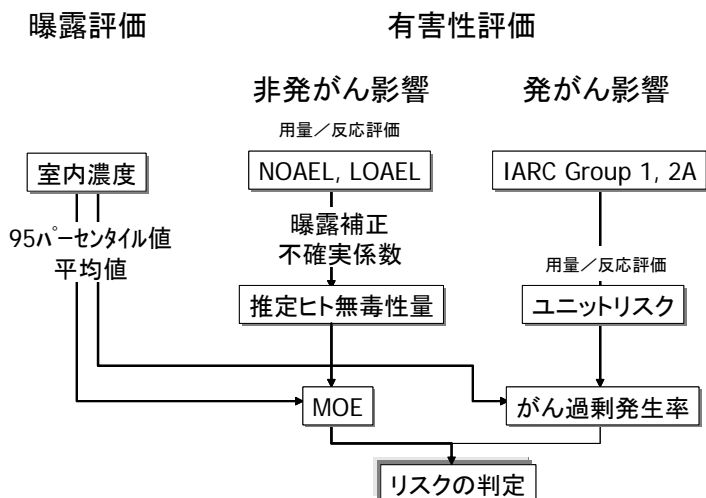


図 7-3 リスクスクリーニングスキームの概要

7-3. 結果および考察

曝露データとして 159 物質の室内濃度を得た。そのうち 92 物質の推定ヒト無毒性量、5 物質のユニットリスクを得た。推定ヒト無毒性量が得られた 92 物質のうち、吸入曝露に基づくものは 51 物質、ユニットリスクを得た全ての物質が吸入曝露に基づいて算出された。総じて MOE あるいはがん過剰発生率のいずれかの判定結果が得られた化学物質は 93 であった。表 7-4 及び 7-5 に本研究で算出した推定ヒト無毒性量を示す。表 7-6 にユニットリスクの算出結果を示す。

一般に、吸入曝露の実験は、低濃度であるほど曝露濃度の管理が難しくなる。しかし、経口曝露の場合、食餌への投与量は正確に管理しやすい。そのため、経口曝露の実験データはあっても吸入曝露の実験データが存在しない化学物質は多い。

化学物質の代謝による体内動態、標的組織における有効量、実験動物とヒトの間の種差が明確な場合は、それらのパラメータを用量／反応評価に利用できる。しかし、それらのパラメータに関する信頼できるデータが存在しない場合が大半である。そこで、このような場合、経口曝露で発がんする化学物質は、吸入曝露においても同様の発がんを生じると仮定するガイドラインが提案されている(OEHHA, 2005)。これは、標的組織が同じである場合、吸入曝露であっても経口曝露であっても、体内への吸収経路は異なるが、体内への分布後に標的組織に達した際に、同じ影響が生じるとの考えに基づくと考えられる。本論では、非発がん影響の場合でも、標的組織が同じであれば、同様の仮定が利用可能であると考えた。例えば、肝臓への影響がエンドポイントである場合、吸入と経口のいずれの曝露経路であっても、肺や消化器官から血液を通じて肝臓に到達する。そこで、経口曝露の毒性量が得られない場合、式(5)に基づき吸入曝露の毒性量に換算した。EH-NOAEL_{oral} は、経口曝露による推定ヒト無毒性量を示す。EH-NOAEL_{inh} は、吸入曝露に換算した推定ヒト無毒性量を示す。日本人の平均体重 50kg および平均呼吸量 15m³/day をもとに、EH-NOAEL_{inh} を計算した。

$$\text{EH-NOAEL}_{\text{inh}} (\text{mg}/\text{m}^3) = \frac{50 (\text{kg}) \times \text{EH-NOAEL}_{\text{oral}} (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{day})}{15 (\text{m}^3/\text{day})} \quad \text{式 (5)}$$

本論では、リスクスクリーニング用に NOALE あるいは LOAEL をもとに不確実係数の設定条件を独自に作成して推定ヒト無毒性量を算出した。あわせて吸入曝露の毒性量が得られない場合、経口曝露の毒性量から吸入量を換算した。その結果、より多くの物質のリスクを一定の条件下で判定することを可能とした。

図 7-4 に平均室内濃度の MOE が 100 未満の物質における MOE の範囲、図 7-5 にがん過剰発生率の範囲を示す。この範囲は本論で採用した実態調査データの平均値の範囲である。本論で得たリスクスクリーニング結果を表 7-7 及び表 7-8 に示す。I/O は、室内濃度(Indoor concentration)と外気濃度(outdoor concentration)の比率を示す。

表 7-4 推定ヒト無毒性量の算出結果

化学物質	毒性指標	曝露経路	毒性量*	動物種	エンドポイント	不確実係数	推定ヒト無毒性量 mg/m ³	評価文書
1,1,1-トリクロロエタン	NOAEL	吸入	384.00	スナネズミ	神経障害(GFA蛋白の増加)	30	12.800	(3)
1,2,3-トリメチルベンゼン	LOEL	吸入	494.33	ラット	母体の体重減少、出生児の体重低下	100	0.883	(8)
1,2,4-トリメチルベンゼン	LOEL	吸入	494.33	ラット	母体の体重減少、出生児の体重低下	100	0.883	(8)
1,2-ジクロロエタン	NOAEL	吸入	40.00	ラット	肝・腎臓の機能変化	10	0.833	(2)
1,2-ジクロロプロパン	LOAEL	吸入	69.30	ラット	鼻腔の呼吸粘膜の過形成	300	0.041	(2)
1,3,5-トリメチルベンゼン	LOEL	吸入	494.33	ラット	母体の体重減少、出生児の体重低下	100	0.883	(8)
1,4-ジオキサン	NOAEL	吸入	400.00	ラット	肝・腎臓の機能変化、血液の変化	10	8.333	(2),(3),(6)
1,4-ジクロロベンゼン	NOAEL	吸入	120.00	ラット	鼻腔粘膜の組織変化	10	2.143	(1)
1-オクテン	NOEL	経口	50.00	ラット	腎臓の病理組織学的変化	30	5.556	(11)
1-ブタノール	LOAEL	吸入	73.00	ヒト	鼻・咽頭の刺激	10	7.300	(2)
1-プロパノール	NOAEL	吸入	9001.00	ラット	発生毒性	10	900.100	(7)
1-メトキシ-2-プロパノール	NOAEL	吸入	1112.20	ラット	変質した肝細胞の好酸球の増加	10	19.861	(12)
2,6-ジ- <i>t</i> -ブチル-4-メチルフェノール	NOAEL	経口	25.00	ラット	甲状腺活性化過度、肝臓の腫大と酵素誘導	10	8.333	(11)
2-エトキシエタノール	NOAEL	吸入	380.00	ウサギ	辜丸の変性、血液パラメータの変化	100	0.679	(2),(12)
2-ブトキシエタノール	NOAEL	吸入	2.92	ヒト	血液パラメータの変化	10	0.069	(3)
2-ブトキシエトキシエタノール	NOAEL	吸入	94.00	ラット	肝臓への影響	30	0.560	(6)
2-プロパノール	NOAEL	吸入	1245.60	ラット、マウス	腎臓の損傷	10	22.243	(12)
2-メチル-1-プロパノール	NOAEL	吸入	3030.00	ラット	血液パラメーターの変化	30	18.036	(11)
2-メチルオクタン	NOAEL	経口	100.00	ラット	肝重量の増加	30	11.111	(1)
2-メチルノナン	NOAEL	経口	100.00	ラット	肝重量の増加	30	11.111	(1)
2-メトキシエタノール	NOAEL	吸入	93.00	ウサギ	辜丸の重量減少及び変性	100	0.166	(2),(10),(12)
3,5-ジメチルオクタン	NOAEL	経口	100.00	ラット	肝重量の増加	30	11.111	(1)
3-メチルオクタン	NOAEL	経口	100.00	ラット	肝重量の増加	30	11.111	(1)
d-リモネン	NOEL	経口	10.00	ラット	肝重量の増加	30	0.794	(5)
i-プロピルベンゼン	NOAEL	吸入	490.00	ラット	自発運動への影響、肝臓重量の増加	30	2.917	(5)
i-バレールアルデヒド	NOAEL	吸入	151.00	ラット	咽頭粘膜の扁平上皮化生、鼻炎	30	0.899	(11)
n-ウンデカン	NOAEL	経口	100.00	ラット	肝重量の増加	30	11.111	(1)
n-オクタン	NOAEL	経口	100.00	ラット	肝重量の増加	30	11.111	(1)
n-デカン	NOAEL	経口	100.00	ラット	肝重量の増加	30	11.111	(1)
n-テトラデカン	NOAEL	経口	100.00	ラット	肝重量の増加	30	11.111	(1)
n-ドデカン	NOAEL	経口	100.00	ラット	肝重量の増加	30	11.111	(1)
n-トリデカン	NOAEL	経口	100.00	ラット	肝重量の増加	30	11.111	(1)
n-ノナン	NOAEL	経口	100.00	ラット	肝重量の増加	30	11.111	(1)
n-ヘキサデカン	NOAEL	経口	100.00	ラット	肝重量の増加	30	11.111	(1)
n-ヘキサン	LOAEL	吸入	204.00	ヒト	頭痛、四肢知覚異常、筋力低下	30	1.619	(2),(3)
n-ペンタデカン	NOAEL	経口	100.00	ラット	肝重量の増加	30	11.111	(1)
α-メチルスチレン	NOEL	経口	40.00	ラット	肝・腎臓・胸腺の組織変化	100	1.333	(2)
ε-カプロラクタム	NOAEL	吸入	24.00	ラット	咽頭部腹側上皮の扁平上皮化生	30	0.143	(2)
アクロレイン	LOAEL	吸入	0.92	ラット	鼻甲介部の粘膜下リンパ球凝集	1000	0.00016	(2)
アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	NOAEL	経口	28.00	ラット	胎仔の尿管奇形、骨格異常等	10	9.333	(2)
アセトアルデヒド	NOEL	吸入	275.00	ラット	嗅覚上皮の変性	100	0.491	(1),(2),(10)
アセトフェノン	NOAEL	経口	423.00	ラット	血液パラメータの変化、発育等の検査所見	10	141.000	(10)
アセトン	NOAEL	経口	900.00	ラット	腎症、貧血	30	100.000	(10)
エタノール	NOAEL	経口	2400.00	ラット	肝黄変、肺の二次小葉中心部の脂肪変性	30	266.667	(11)
エチルベンゼン	NOAEL	吸入	327.47	ラット	体重減少、脳下垂体の過形成	10	5.848	(11),(12)
オクタナール	NOAEL	経口	12.40	ラット	毒性学的影響	30	1.378	(1)

* 吸入 (mg/m³)、経口 (mg/kg/day)

表 7-5 推定ヒト無毒性量の算出結果 (続き)

化学物質	毒性指標	曝露経路	毒性量*	動物種	エンドポイント	不確実係数	推定ヒト無毒性量 mg/m ³	評価文書
キシレン	LOAEL	吸入	91.00	ヒト	感覚刺激、中枢神経の自覚症状	30	0.722	(2)
クロルデン	NOAEL	吸入	0.10	ラット	肝細胞の空胞化、血液パラメータの変化	30	0.00079	(3)
クロルビリホス	LOAEL	経口	0.30	ラット	新生児の神経発達と脳への影響	100	0.010	(1),(9)
クロロジプロモメタン	NOEL	経口	30.00	ラット	肝細胞の空胞化	30	2.381	(10)
クロロホルム	NOAEL	吸入	24.00	マウス	腎臓で異型尿管過形成	10	0.429	(2)
酢酸-2-エトキシエチル	NOEL	吸入	135.00	ラット	胎仔の体重減少、骨化遅延	10	3.375	(2)
酢酸-2-メトキシエチル	NOAEL	吸入	145.00	ウサギ	睾丸重量の減少、胚上皮の変性	100	0.259	(2)
酢酸-n-ブチル	NOAEL	吸入	2400.00	ラット	自発運動量の低下、嗅上皮の壊死	30	14.286	(5)
酢酸エチル	NOEL	経口	900.00	ラット	体重減少	30	100.000	(10)
酢酸ビニル	NOAEL	吸入	176.00	ラット、マウス	嗅上皮の化生変化及び萎縮など	10	3.143	(2),(10),(12)
酢酸メチル	NOAEL	吸入	1057.00	ラット	鼻嗅覚の変性、肝細胞の機能傷害	100	1.888	(6)
酢酸リナリル	NOAEL	経口	148.00	ラット	肝・腎臓重量の増加	100	4.933	(11)
四塩化炭素	NOAEL	吸入	6.10	ラット	肝細胞毒性	30	0.042	(7)
シクロヘキサノン	NOAEL	吸入	2000.00	ウサギ	雄の受精率低下、出生児の生存率減少	10	50.000	(11)
シクロヘキサン	NOAEL	吸入	1720.00	ラット、マウス	神経行動への影響	30	10.238	(6)
ジクロロメタン	LOAEL	吸入	140.00	ヒト	一酸化炭素ヘモグロビン濃度の増加	10	3.333	(12)
スチレン	LOAEL	吸入	64.26	ヒト	神経心理テストへの影響	10	1.530	(12)
デカナール	NOAEL	経口	12.40	ラット	毒性学的影響	30	1.378	(1)
テトラクロロエチレン	LOAEL	吸入	101.63	ヒト	神経行動テストにおける応答時間の延長	10	2.420	(3)
トリクロロエチレン	LOAEL	吸入	170.00	ヒト	眼の刺激、眠気、倦怠感、頭痛	30	1.349	(12)
トルエン	LOAEL	吸入	332.00	ヒト	神経行動機能への影響	30	2.635	(1),(2),(14)
ナフタレン	LOAEL	吸入	52.00	マウス	嗅上皮の化生、気道上皮の過形成	100	0.093	(3),(10),(12)
ノナナール	NOAEL	経口	12.40	ラット	毒性学的影響	30	1.378	(1)
ビスフェノールA	NOAEL	吸入	10.00	ラット	鼻腔上皮の炎症、過形成	30	0.060	(2),(6)
フェニトロチオン	NOAEL	経口	0.13	イヌ	血漿コリンエステラーゼ活性阻害	100	0.0042	(9)
フェノール	NOAEL	吸入	19.00	ヒト	上気道刺激症状	1	4.524	(2)
フェンチオン	NOAEL	経口	0.02	サル	血漿コリンエステラーゼ活性阻害	100	0.00067	(9)
ブタナール	NOAEL	吸入	151.00	ラット	咽頭粘膜の扁平上皮化生、鼻炎	30	0.899	(11)
フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	NOAEL	経口	3.70	ラット	睾丸セルトリ細胞の空胞化	30	0.411	(1),(2)
フタル酸ジ-n-ブチル	LOAEL	経口	52.00	ラット	胎児毒性(発情周期、精巣毒性)	100	1.733	(6)
フタル酸ジエチル	NOAEL	経口	150.00	ラット	体重増加の抑制	10	50.000	(2)
フタル酸ジシクロヘキシル	NOAEL	経口	16.00	ラット	体重増加の抑制	30	1.778	(2)
フタル酸ブチルベンジル	NOAEL	経口	20.00	ラット	腎臓重量の増加	30	2.222	(2)
プロピレングリコール	NOAEL	経口	80.00	ネコ	ハインツ小体形成、肝臓と脾臓の血鉄素沈着	100	2.667	(11)
ペルメトリン	NOEL	経口	5.00	ラット	肝臓重量の増加	10	1.667	(10)
ベンズアルデヒド	NOEL	経口	200.00	ラット	前胃の上皮細胞の過形成、角質増殖	30	15.873	(2)
ベンゼン	NOAEL	吸入	1.70	ヒト	血液パラメータの変化	3	0.135	(12)
ホルムアルデヒド	NOAEL	吸入	0.09	ヒト	鼻のへん平上皮化生、鼻や眼の刺激	1	0.021	(12)
メタクリル酸メチル	NOAEL	吸入	102.00	ラット	嗅上皮の変性、鼻腔粘膜の炎症	10	1.821	(2)
メタノール	NOAEL	吸入	1317.76	マウス	胎児の頰肋の異常、脳脱出、口蓋裂	10	38.435	(12)
メチル-t-ブチルエーテル	NOAEL	吸入	1440.00	ラット	肝・腎臓重量の増加、運動失調、陰脰攣	10	25.714	(2)
メチルイソブチルケトン	NOAEL	吸入	1026.00	ラット、マウス	胎仔の体重減少、骨格異常、死亡率増加	10	25.650	(10)
メチルエチルケトン	NOAEL	吸入	2978.00	マウス	胎児の体重の減少と胸骨の異常	10	86.858	(7),(10)
リン酸トリ-n-ブチル	NOEL	経口	9.00	ラット	膀胱上皮の過形成、体重増加の抑制	10	3.000	(2)
リン酸トリス(2-クロロイソプロピル)	NOAEL	経口	80.00	ラット	肝臓重量の増加	30	8.889	(11)
リン酸トリス(2-クロロエチル)	NOEL	経口	22.00	ラット	肝・腎臓重量の増加	10	5.238	(2)

* 吸入(mg/m³)、経口(mg/kg/day)

表 7-6 ユニットリスクの算出結果

化学物質	動物種	曝露経路	エンドポイント	UR ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	評価 文書
テトラクロロエチレン	マウス	吸入	肝細胞の腺種及び癌腫	5.9×10^{-6}	(12)
トリクロロエチレン	マウス	吸入	肝細胞の腺種及び癌腫、 肺の腺癌、悪性リンパ腫	2.0×10^{-6}	(12)
ベンゼン	ヒト	吸入	労働者の白血病	2.9×10^{-5}	(12)
ベンゾ(a)ピレン	ヒト	吸入	肺癌	8.7×10^{-2}	(13),(14)
ホルムアルデヒド	ラット	吸入	鼻腔扁平上皮癌	1.3×10^{-5}	(10)

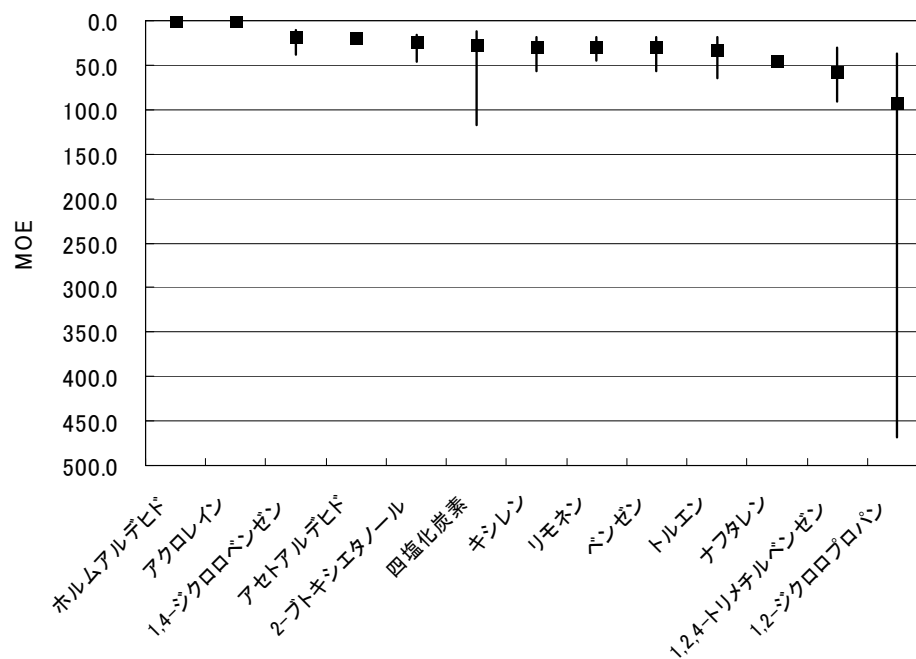


図 7-4 MOE が 100 未満の物質における MOE の範囲

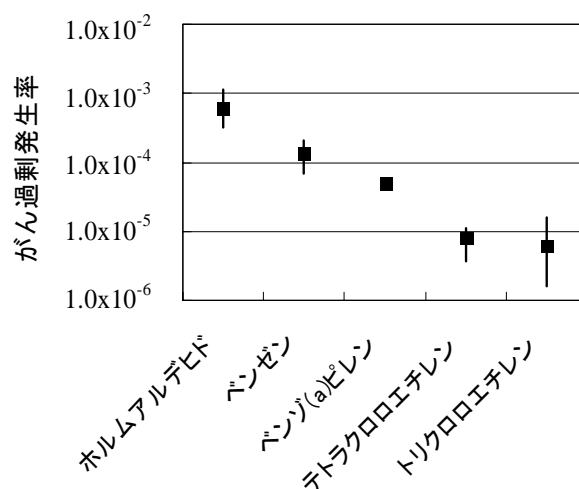


図 7-5 がん過剰発生率の範囲

表 7-7 リスクスクリーニング結果

化学物質	曝露期間	室内空気										リスク判定	リスク判定		
		室内濃度 μg/m ³			非発がん影響				発がん影響						
					推定ヒト 無毒性量 mg/cm ³	MOE		ユニット リスク (μg/m ³) ⁻¹	がん過剰発生率						
		平均値	I/O	95パーセンタイル					平均値	95パーセンタイル	平均値			95パーセンタイル	
ホルムアルデヒド	1997-2004	46.910	6.5		0.021	0.5	A	1.3x10 ⁻⁵	6.1x10 ⁻⁴	A	A	A			
アクロレイン	2000-2003	0.267	3.0		0.00016	0.6	A				A	A			
1,4-ジクロロベンゼン	1997-2003	114.149	49.2	318.989	2.143	18.8	B	6.7	A		A	C			
アセトアルデヒド	2000-2004	25.140	6.8		0.491	19.5	B				B	C			
2-ブトキシエタノール	2001-2003	2.891	90.3	5.897	0.069	24.0	B	11.8	B		B	C			
四塩化炭素	1997-2003	1.542	2.2	1.132	0.042	27.5	B	37.4	B		B	B			
キシレン	1997-2004	24.888	3.9	60.831	0.722	29.0	B	11.9	B		B	B			
d-リモネン	1997-2003	27.164	58.5	60.339	0.794	29.2	B	13.2	B		B	C			
ベンゼン	1997-2003	4.554	1.7	7.125	0.135	29.7	B	19.0	B	2.9x10 ⁻⁵	1.3x10 ⁻⁴	A	2.1x10 ⁻⁴	A	A
トルエン	1997-2004	80.443	3.8	140.432	2.635	32.8	B	18.8	B		B	B			
ナフタレン	2001-2003	2.078	14.3	8.896	0.093	44.7	B	10.4	B		B	B			
1,2,4-トリメチルベンゼン	1997-2003	15.325	7.1	28.694	0.883	57.6	B	30.8	B		B	C			
1,2-ジクロロプロパン	1997-2003	0.444	3.8	0.639	0.041	92.9	B	64.6	B		B	C			
クロルデン	1999-2002	0.0062	24.8		0.00079	128.0	C				C	C			
ε-カプロラクタム	2001-2003	0.889	59.0	0.609	0.143	160.7	C	234.6	C		C	C			
ノナナール	1997-2003	7.925	7.5		1.378	173.9	C				C	C			
1,3,5-トリメチルベンゼン	1997-2003	4.710	4.6	6.561	0.883	187.4	C	134.5	C		C	C			
1,2,3-トリメチルベンゼン	1997-2003	3.616	5.4	8.197	0.883	244.1	C	107.7	C		C	C			
n-ヘキサン	1997-2003	6.619	2.3	13.076	1.619	244.6	C	123.8	C		C	C			
エチルベンゼン	1997-2004	17.977	3.5	35.139	5.848	325.3	C	166.4	C		C	C			
スチレン	1997-2004	4.683	13.3	13.069	1.530	326.7	C	117.1	C		C	C			
ジクロロメタン	1997-2003	9.842	5.0	21.659	3.333	338.7	C	153.9	C		C	C			
デカナール	1997-2003	3.975	6.9		1.378	346.6	C				C	C			
クロロホルム	1997-2003	1.147	2.6	1.654	0.429	373.6	C	259.1	C		C	C			
フェンチオン	1999	0.0017	n.a.		0.00067	398.7	C				C	n.a			
トリクロロエチレン	1997-2003	3.045	3.9	4.104	1.349	443.1	C	328.8	C	2.0x10 ⁻⁶	6.1x10 ⁻⁶	B	8.2x10 ⁻⁶	B	B
ブタナール	2000-2003	1.900	5.4		0.899	473.1	C				C	C			
n-デカン	1997-2003	18.763	9.8	61.455	11.111	592.2	C	180.8	C		C	C			
酢酸メチル	2001-2003	2.938	115.1	17.089	1.888	642.6	C	110.5	C		C	C			
n-ノナン	1997-2003	16.245	13.2	45.771	11.111	684.0	C	242.8	C		C	C			
クロルビリホス	1999-2002	0.014	5.0	0.123	0.010	690.8	C	81.0	B		B	C			
2-ブトキシエトキシエタノール	2001-2003	0.692	1.9	4.435	0.560	809.1	C	126.2	C		C	B			
オクタナール	2001-2003	1.500	2.0		1.378	918.5	C				C	C			
n-ウンデカン	1997-2003	12.071	11.3	32.610	11.111	920.5	C	340.7	C		C	C			
フェニトロチオン	1999-2001	0.004	n.a.		0.0042	942.9	C				C	n.a			
ベンゾ(a)ピレン	1999-2002	0.001	0.9					8.7x10 ⁻²	5.0x10 ⁻⁵	A	A	A			
酢酸ビニル	2001-2003	2.964	3.6	7.934	3.143	1060.3	C	396.1	C		C	C			
フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	1999-2002	0.354	4.9		0.411	1162.6	C				C	C			
n-テトラデカン	1997-2003	8.879	8.3	10.288	11.111	1251.3	C	1080.0	C		C	C			
クロロジプロモメタン	1997-2003	1.885	10.7	1.375	2.381	1263.3	C	1731.6	C		C	C			
i-バレールアルデヒド	2000-2003	0.700	2.2		0.899	1284.0	C				C	C			
n-オクタン	1997-2003	8.567	10.7	12.567	11.111	1297.0	C	884.1	C		C	C			
n-ドデカン	1997-2003	8.527	7.4	22.478	11.111	1303.1	C	494.3	C		C	C			
エタノール	1997-2003	202.814	135.8	1256.438	266.667	1314.8	C	212.2	C		C	C			
n-トリデカン	1997-2003	7.586	7.6	18.132	11.111	1464.6	C	612.8	C		C	C			
1-ブタノール	1997-2003	4.841	14.1	6.178	7.300	1507.9	C	1181.6	C		C	C			
2-メトキシエチルアセテート	2001-2003	0.165	65.1	0.278	0.259	1569.3	C	931.4	C		C	C			

表 7-8 リスクスクリーニング結果 (続き)

化学物質	曝露期間	室内空気											リスク判定	リスク判定
		室内濃度 μg/m ³			非発がん影響				発がん影響			リスク判定		
					推定ヒト 無毒性量 mg/cm ³	MOE		ユニット リスク (μg/m ³) ⁻¹	がん過剰発生率					
		平均値	I/O	95パーセンタイル					平均値	95パーセンタイル	平均値			
酢酸-n-ブチル	1997-2003	9.004	11.5	22.5	14.286	1586.6	C	634.3	C	5.9x10 ⁻⁶	8.1x10 ⁻⁶ B	1.7x10 ⁻⁵ A	C	C
1,2-ジクロロエタン	1997-2003	0.480	2.3	1.352	0.833	1737.0	C	616.4	C				C	C
テトラクロロエチレン	1997-2003	1.367	2.9	2.843	2.420	1769.8	C	851.1	C				A	A
メタクリル酸メチル	2001-2003	0.723	10.0	5.697	1.821	2519.3	C	319.7	C				C	C
2-エトキシエタノール	2001-2003	0.262	5.5	0.977	0.679	2594.9	C	694.5	C				C	C
1-オクテン	2001-2003	1.948	7.7	2.109	5.556	2851.9	C	2634.2	C				C	C
フタル酸ジ-n-ブチル	1999-2003	0.573	9.1	1.349	1.733	3022.7	C	1284.9	C				C	C
2-メチルオクタン	2001-2003	3.105	22.8	8.431	11.111	3578.5	C	1317.9	C				C	C
アセトン	1997-2003	27.706	6.9	61.654	100.000	3609.3	C	1622.0	C				C	C
3-メチルオクタン	2001-2003	2.790	15.6	9.751	11.111	3983.2	C	1139.5	C				C	C
n-ペンタデカン	1997-2003	2.541	7.0	4.178	11.111	4372.7	C	2659.4	C				C	C
イソプロピルベンゼン	2001-2003	0.659	6.4	2.200	2.917	4429.3	C	1325.8	C				C	C
ベンズアルデヒド	2000-2003	3.367	3.5		15.873	4714.8	C						C	C
2-メチルノナン	2001-2003	2.336	13.9	12.148	11.111	4756.5	C	914.6	C				C	C
2-エトキシエチルアセテート	2001-2003	0.699	13.7	4.075	3.375	4828.3	C	828.2	C				C	C
シクロヘキサン	2001-2003	1.975	2.9	6.889	10.238	5185.2	C	1486.2	C				C	C
2-メトキシエタノール	2001-2003	0.032	1.3	0.000	0.166	5189.7	C						C	C
メチルイソブチルケトン	1997-2003	4.519	9.3	11.972	25.650	5676.7	C	2142.5	C				C	C
3,5-ジメチルオクタン	2001-2003	1.617	18.0	8.782	11.111	6871.4	C	1265.2	C				C	C
α-メチルスチレン	2001-2003	0.183	50.4	0.908	1.333	7286.0	C	1468.4	C				C	C
n-ヘキサデカン	1997-2003	1.423	2.6	2.589	11.111	7808.2	C	4291.7	C				C	C
2-プロパノール	2001-2003	2.639	19.1	10.539	22.243	8428.5	C	2110.5	C				C	C
1,1,1-トリクロロエタン	1997-2003	1.299	3.8	1.337	12.800	9855.6	C	9573.7	C				C	C
メチルエチルケトン	1997-2003	8.252	4.6	18.075	86.858	10526.2	C	4805.4	C				C	C
酢酸エチル	1997-2003	9.260	4.3	29.770	100.000	10798.8	C	3359.1	C				C	C
2-メチル-1-プロパノール	2001-2003	1.321	5.2	2.910	18.036	13653.1	C	6197.8	C				C	C
プロピレングリコール	2001-2003	0.141	2.6	0.868	2.667	18912.5	C	3072.2	C				C	C
シクロヘキサノン	2001-2003	2.250	5.2		50.000	22222.2	C						C	C
酢酸リナリル	2001-2003	0.189	25.9	1.280	4.933	26102.3	C	3854.2	C				C	C
メタノール	2001-2003	1.122	12.6	6.555	38.435	34255.6	C	5863.4	C				C	C
1-メトキシ-2-プロパノール	2001-2003	0.486	14.4	3.085	19.861	40865.8	C	6437.9	C				C	C
2,6-ジ-t-ブチル-4-メチルフェノール	2001-2003	0.178	12.2	1.140	8.333	46948.4	C	7309.9	C				C	C
フェノール	2001-2003	0.092	26.2	0.998	4.524	49440.5	C	4532.9	C				C	C
ビスフェノールA	1999-2002	0.001	1.9		0.060	51535.8	C						C	C
リン酸トリス(2-クロロイソプロピル)	1999	0.0930	n.a.		8.889	95627.8	C						C	n.a
リン酸トリ-n-ブチル	1999	0.0268	n.a.		3.000	111903.2	C						C	n.a
アセトフェノン	2001-2003	1.074	8.1	2.089	141.000	131284.9	C	67496.4	C				C	C
1,4-ジオキサン	2001-2003	0.049	1.3	1.166	8.333	170068.0	C	7146.9	C				C	C
ペルメトリン	1999-2002	0.0052	18.8		1.667	320512.8	C						C	C
アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	1999-2002	0.025	4.5		9.333	374139.2	C						C	C
フタル酸ブチルベンジル	1999-2002	0.006	1.7		2.222	386473.4	C						C	C
メチル-t-ブチルエーテル	2001-2003	0.064	3.7	0.000	25.714	404949.4	C						C	C
フタル酸ジエチル	1999-2002	0.109	9.2		50.000	457714.2	C						C	C
フタル酸ジシクロヘキシル	1999-2002	0.001	4.3		1.778	1646090.5	C						C	C
リン酸トリス(2-クロロエチル)	1999	0.0027	n.a.		5.238	1925770.3	C						C	n.a
1-プロパノール	2001-2003	0.299	5.1	1.956	900.100	3015410.4	C	460173.8	C				C	C

MOE、がん過剰発生率ともに、ホルムアルデヒドのリスクが最も高かった。対策を必要とするリスク判定 A の物質は、その他にアクロレイン、1,4-ジクロロベンゼン、ベンゼン、テトラクロロエチレン、ベンゾ(a)ピレンであった。

改正建築基準法による建材の使用規制など、ホルムアルデヒドに対する対策は進んでおり、国土交通省(2001, 2004)の全国調査において、2000年から2003年にかけて平均室内濃度は55%減少している。しかし、依然として高いリスクの範囲にある。今後、さらなる対策を検討する必要がある。

図 7-6 にリスク判定結果が得られた全ての化学物質のリスクと I/O 比を示す。MOE またはがん過剰発生率と I/O 比の間には統計的に有意な相関は得られなかった。ベンゾ(a)ピレンやベンゼンなど、I/O 比が 1 に近い化学物質でリスク判定が A となっている。このことは、表 7-7 および 7-8 から明らかなように、外気濃度のリスク判定も A であり、すでに高いリスクで外気が汚染されていることがわかる。ホルムアルデヒド、アクロレイン、テトラクロロエチレンも外気のリスク判定結果は室内と同じ A であり、外気が高いリスクで汚染されていた。

図 7-7 に各物質のリスクと 25℃蒸気圧(SRC, 2005)の関係を示す。MOE またはがん過剰発生率と蒸気圧の間には統計的に有意な相関は得られなかった。例えばベンゾ(a)ピレンのように、揮発性が低く室内濃度が極めて低い化学物質であっても、有害性が高い化学物質は高いリスクを示すことが起こり得る。

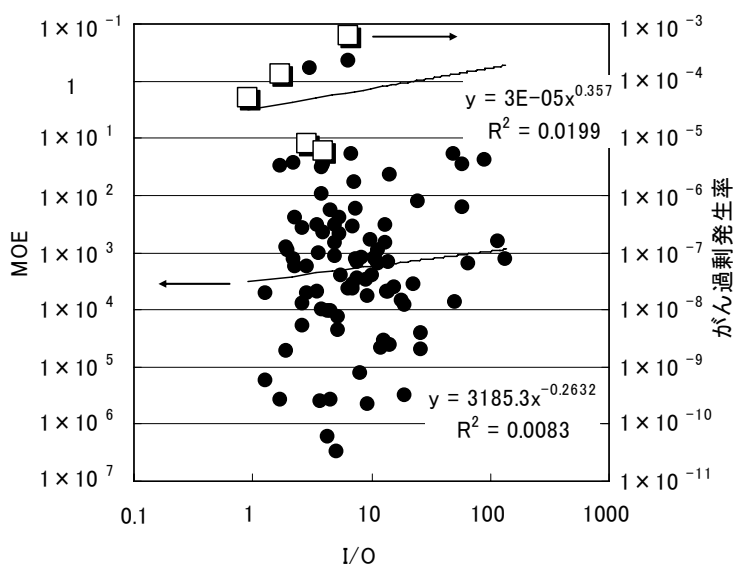


図 7-6 各物質のリスクと I/O 比

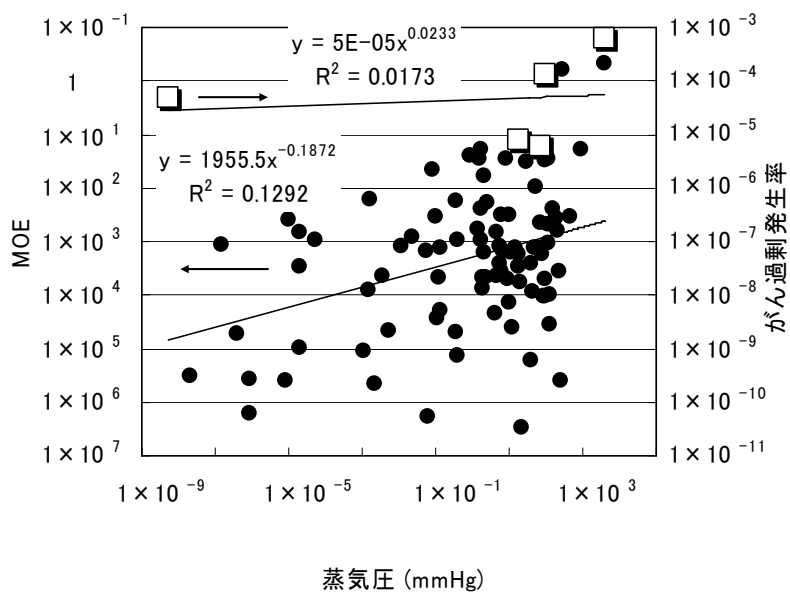


図 7-7 各物質のリスクと 25℃蒸気圧

表 7-9 ハイリスク化学物質の I/O 比と関連法規

化学物質	I/O	リスク判定		室内濃度 指針値	建築 基準法	環境基本法	大気汚染防止法		
		室内	外気			大気汚染に 係る環境基 準	排出抑制 基準	特定物質	優先取 組物質
ホルムアルデヒド	6.5	A	A	*	*			*	*
アクリレイン	3.0	A	A					*	
ベンゼン	1.7	A	A			*	*	*	*
テトラクロロエチレン	2.9	A	A			*	*		*
ベンゾ(a)ピレン	0.9	A	A						*
1,4-ジクロロベンゼン	49.2	A	C	*					
ナフタレン	14.3	B	B						
四塩化炭素	2.2	B	B						
キシレン	3.9	B	B	*					
トルエン	3.8	B	B	*					
トリクロロエチレン	3.9	B	B			*	*		*
アセトアルデヒド	6.8	B	C	*					*
2-ブトキシエタノール	90.3	B	C						
d-リモネン	58.5	B	C						
1,2,4-トリメチルベンゼン	7.1	B	C						
1,2-ジクロロプロパン	3.8	B	C						
クロルピリホス	5.0	B	C	*	*				

表 7-9 に、室内空気のリスク判定が A または B であった化学物質の I/O 比および関連法規を示す。室内および外気のいずれもリスク判定 A であった物質は、ホルムアルデヒド、アクロレイン、ベンゼン、テトラクロロエチレン、ベンゾ(a)ピレンであった。表 7-9 に示すように、これらの化学物質は、環境基本法における大気汚染に係る環境基準、あるいは大気汚染防止法における特定物質または優先取組物質に指定されている。環境基準は、大気の汚染に係る環境上の条件につき人の健康を保護する上で維持することが望ましい基準と定義されている。特定物質とは、物の合成、分解その他の化学的処理に伴い発生する物質のうち、人の健康または生活環境に係る被害が生ずるおそれがある物質と定義されている。そして、故障、破損その他の事故が起こり、ばい煙又は特定物質が多量に排出されたとき、排出者は直ちに応急の措置を講じ、復旧に努めるとともに事故の状況を都道府県知事に通報しなければならないと規定されている。優先取組物質は、低濃度であっても長期的な摂取により健康影響が生ずるおそれのある可能性のある 234 物質のうち、特に優先的に対策に取り組むべき物質と定義されている。そして、その中でも、未然防止の観点から早急に排出抑制を行わなければならない物質に対して排出抑制基準が定められている。しかしながら、これらの化学物質のリスクの範囲は依然として高い。それゆえ、さらなる詳細な調査と対策の検討が必要であろう。特に、ホルムアルデヒド、アクロレイン、ベンゼン、テトラクロロエチレンは、I/O 比が大きいため、室内に発生源を有している。そのため、室内発生源に関する詳細な調査が必要である。

本論の曝露評価に用いた外気濃度は、ベランダや軒下で測定されている。室内に強い発生源を有する化学物質、あるいはベランダや軒下付近の建材に使用されている化学物質は、外気濃度に影響する可能性があるため、一般大気中の濃度よりも高くなる可能性がある。このような場合、一般大気濃度の法規制を外気濃度に適用すると、過大評価となる可能性があることに注意しなければならない。外気濃度のリスク評価に関しては、このような観点から今後の課題としたい。

リスク判定 A の物質のうち、1,4-ジクロロベンゼンは、顕著に I/O 比が高かった。この物質は、主に家庭用防虫剤として使用されており、室内に強い発生源を有する。この物質への曝露は、居住者の住まい方に強く依存する。そのため、使用方法に関する勧告やリスク情報の提供等の措置が必要であろう。ナフタレンは、リスク判定 B ではあるが、顕著に I/O 比が高かった。この物質は、主に家庭用防虫剤として、住宅を中心に幅広く使用されている。そのため、予防の観点から同様の措置を検討すべきであろう。

詳細な調査を必要とするリスク判定 B の 11 物質のうち、室内および外気のいずれもリスク判定 B であった物質は、先に述べたナフタレンを除くと、四塩化炭素、キシレン、トルエン、トリクロロエチレンであった。これらの化学物質は、I/O 比が高く、室内に発生源を有すると考えられる。室内排出源に関する詳細な調査と継続的な室内および外気濃度のモニタリングが推奨されるであろう。リスク判定 B のうち、その他に高い I/O 比を有する化学物質は、アセトアルデヒド、2-ブトキシエタノール、d-リモネン、1,2,4-トリメチルベンゼン、1,2-ジクロロブ

ロパン、クロルピリホスであった。特に、2-ブトキシエタノールと d-リモネンの I/O 比は顕著に高かった。それゆえ、室内排出源に関する詳細な調査と継続的な室内濃度のモニタリングが推奨されるであろう。

イギリス保健省(COMEAP, 2004)と中国環境保護総局(SEPA, 2002)が、ベンゼンとベンゾ(a)ピレンの室内濃度指針値を策定している。今後、我が国においても、ハイリスク室内空気汚染化学物質としてこれらの物質に着目すべきであろう。

7-4. まとめ

1995 年 1 月以降の約 10 年間に報告された居住環境中の室内濃度の実態調査データ、および関係諸機関による化学物質の有害性に関する評価文書をもとに、日本における室内空気汚染化学物質のリスクスクリーニング手法を確立した。そして、本研究により 93 の化学物質のリスクを判定することができた。その結果、対策を必要とするリスク判定 A の 6 物質、詳細な調査を必要とするリスク判定 B の 11 物質を明らかにした。さらに、リスク判定 A および B の物質は、外気の影響を受けている物質と室内に強い発生源を有する物質に分類した。

参考文献

- 東 賢一, 内山巖雄, 池田耕一 (2005) 諸外国の室内空気質規制に関する調査研究, 日本建築学会環境系論文集, No. 597, pp. 89-96
- 安藤正典 (1997) 化学物質の暴露と化学物質過敏症との関係—特にホルムアルデヒド暴露評価研究を中心として—, 平成 9 年度厚生科学研究: 化学物質のクライシスマネジメントに関する研究, pp. 82-87
- 安藤正典, 鳥井新平, 石川 哲, 五十嵐良明, 池田耕一, 内山巖雄, 松村年郎 (2000) 室内空気中の化学物質に関する調査研究, 平成 11 年度厚生科学研究費補助金 生活安全総合研究事業, 報告書
- 安藤正典, 鳥井新平, 五十嵐良明, 宮田幹夫, 池田耕一, 早川和一, 松村年郎, 内山巖雄 (2001) 室内空気中の化学物質に関する調査研究, 平成 12 年度厚生科学研究費補助金 生活安全総合研究事業, 報告書
- 安藤正典, 石川 哲, 池田耕一, 五十嵐良明, 青柳象平, 内山茂久, 皆川直人, 三浦通利, 菅野猛, 片平大造, 酒井 洋, 山口貴史, 小川政彦, 中川和好, 長谷川一夫, 北爪 稔, 小川時彦, 小林 浩, 澤田道和, 近藤文雄, 小林博美, 古市裕子, 荒木万嘉, 八木正博, 谷口英子, 立野幸治, 川田常人, 中村又善, 山崎 誠, 大和康博, 菅本康博, 平良淳誠 (2002) 化学物質過敏症等室内空気中化学物質に係わる疾病と総化学物質の存在量の検討と要因解明に関する研究, 平成 13 年度厚生科学研究費補助金 生活安全総合研究事業, 平成 13 年度総括・分担

研究報告書

- 安藤正典, 青柳象平, 内山茂久, 埴岡伸光, 池田耕一, 三浦通利, 片平大造, 酒井 洋, 山口貴史, 小川政彦, 北爪 稔, 小林 浩, 近藤文雄, 小林博美, 古市裕子, 八木正博, 谷口英子, 立野幸治, 津野正彦, 力 寿雄, 山崎 誠, 大和康博, 菅本康博 (2003) 化学物質過敏症等室内空气中化学物質に係わる疾病と総化学物質の存在量の検討と要因解明に関する研究, 平成 13 年度厚生科学研究費補助金 生活安全総合研究事業, 平成 14 年度総括・分担研究報告書
- 大貫 文, 斎藤育江, 瀬戸 博, 上原眞一, 鈴木孝人 (2002) 室内空气中化学物質の実態調査 (ホルムアルデヒド及び揮発性有機化合物) -平成 12 年度-, 東京都立衛生研究所研究年報, **53**, pp. 199-205
- 大貫 文, 斎藤育江, 瀬戸 博, 上原眞一, 加納いつ (2003) 室内空气中化学物質の実態調査 (ホルムアルデヒド及び揮発性有機化合物) -平成 13 年度-, 東京都健康安全研究センター研究年報, **54**, pp. 262-268
- 国土交通省 (2001) 室内空気対策研究会: 実態調査分科会実態調査, 平成 12 年度報告書, 2001 年 5 月 29 日
- 国土交通省 (2002) 室内空気対策研究会: 実態調査分科会実態調査, 平成 13 年度報告書, 2002 年 5 月 31 日
- 国土交通省 (2003) 平成 14 年度室内空气中の化学物質濃度の実態調査の結果について, 2003 年 12 月 19 日
- 国土交通省 (2004) 平成 15 年度室内空气中の化学物質濃度の実態調査の結果について, 2004 年 7 月 28 日
- 国立医薬品食品衛生研究所 (1998a) 曝露評価研究 (ホルムアルデヒド) 中間報告書
- 国立医薬品食品衛生研究所 (1998b) 居住環境内における揮発性有機化合物の全国実態調査結果について, 国立医薬品食品衛生研究所 S, 79pages
- 斉藤育江, 大貫 文, 瀬戸 博, 上原眞一, 藤井 孝 (2001) 室内空气中化学物質の実態調査, -平成 11 年度-, 東京都立衛生研究所研究年報, **52**, pp. 221-227
- 斉藤育江, 大貫 文, 瀬戸 博, 上原眞一, 鈴木孝人 (2002) 室内空气中化学物質の実態調査 (フタル酸エステル類及びリン酸エステル類) -平成 12 年度-, 東京都立衛生研究所研究年報, **53**, pp. 191-198
- 斉藤育江, 大貫 文, 瀬戸 博, 上原眞一 (2003a) 有機リン系殺虫剤の室内および外気濃度測定, 大気環境学会誌, **38** (2), pp. 78-88
- 斉藤育江, 大貫 文, 瀬戸 博, 上原眞一, 加納いつ (2003b) 室内空气中化学物質の実態調査 (可塑剤、殺虫剤及びビスフェノール A) -平成 13 年度-, 東京都立衛生研究所研究年報, **54**, pp. 253-261
- 塩津弥佳, 吉澤 晋, 池田耕一, 野崎淳夫 (1998) 生活時間調査による屋内滞在時間量と活動

量, 日本建築学会計画系論文集, No. 511, pp. 45-52

東京都 (2003) 室内環境中の内分泌かく乱化学物質及び揮発性有機化合物等の実態調査結果について (平成 11 年度から 13 年度の 3 カ年のまとめ)

Committee on the Medical Effects of Air Pollutants : Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (2004) *Guidance on the Effects on Health of Indoor Air Pollutants*

Dai, H., Asakawa, F., Suna, S., Hirao, T., Karita, T., Fukunaga, I. and Jitsunari, F. (2003) Investigation of Indoor Air Pollution by Chlorpyrifos: Determination of Chlorpyrifos in Indoor Air and 3,5,6-Trichloro-2-pyridinol in Residents'Urine as an Exposure Index, *Environmental Health and Preventive Medicine*, 8 (4), pp. 139-145

Office of Environmental Health Hazard Assessment (2000) *Air Toxics Hot Spots Program, Risk Assessment Guidelines Part III, Technical Support Document for the Determination of Noncancer Chronic Reference Exposure Levels*, 41pages

Office of Environmental Health Hazard Assessment (2005) *Air Toxics Hot Spots Program Risk Assessment Guidelines, Part II, Technical Support Document for Describing Available Cancer Potency Factors*, 662pages

State Environmental Protection Administration (2002) *Indoor Air Quality Standard*, GB/T18883-2002

Syracuse Research Corporation (2005) *Interactive PhysProp Database Demo*, accessed 17 September, available at: <http://www.syrres.com/esc/physdemo.htm>

United States Environmental Protection Agency (1994) *U.S. Environmental Protection Agency Methods for Derivation of Inhalation Reference Concentrations and Application of Inhalation Dosimetry*, EPA/600/8-90/066F, Office of Research and Development. Washington, DC

United States Environmental Protection Agency and Environmental Health & Engineering, Inc. (2000) *Ranking Air Toxics Indoors*, EH&E Report #11863, December 22

第8章

リスク評価の不確実性とその対応に関する事例研究

—ホルムアルデヒドによる室内空気汚染—

第8章 リスク評価の不確実性とその対応に関する事例研究

—ホルムアルデヒドによる室内空気汚染—

8-1. はじめに

人の健康や生態系に対して化学物質等による環境汚染が危害を発生あるいは増大させる可能性が見いだされた場合、動物実験や人の疫学調査に基づく有害性及び人の曝露量に関して収集したあらゆる利用可能な科学的知見をもとに、リスクの大きさの評価、つまりリスク評価が行われる。そして、リスクの大きさ、危害が発生した場合の影響の大きさや深刻さ、リスク評価に内在する不確実性や曖昧さなどをもとに、その後のリスク管理をどのように実施するか政策的に判断し、実行に移す。しかしながら、その可能性に対し、科学的な不確実性、曖昧さ、原因の複雑さが内在している場合、その行動が遅れ、危害をいっそう増大させる場合がある。

欧州では1970年代、ドイツやスウェーデンを中心に予防原則(Precautionary Principle)あるいは予防的取組方法(Precautionary approach)という概念が生まれ(O’Riordan and Cameron, 1994)、2000年2月に欧州委員会(CEC, 2000)がその適用指針を公表した。そして、世界保健機関欧州事務局(WHO Europe, 2000)のワーキンググループは、2000年7月に公表した「健康的な室内空気への権利」の原則7「予防原則」において、「有害な室内空気への曝露のリスクがある場合、それを防ぐ費用効果的な措置を見合わせる理由として、不確実性を用いるべきではない。」と明文化した。これは、1992年にリオデジャネイロで開催された国連環境開発会議のリオ宣言原則15を基本としている(UNEP, 1992)。この概念は、人や生態系に重大あるいは不可逆的な危害を与える可能性が見いだされた場合に、リスク評価に内在する不確実性や曖昧さから、新たに科学的知見が集積されるまで対策が見合わされ、危害を発生あるいは増大させないようにするために適用されねばならない。

欧州環境庁(EEA, 2001)は、労働環境下におけるベンゼンやアスベストへの曝露、流産防止用の合成ホルモン剤であるジエチルスチルベストロール(DES)による胎児への影響、アメリカ五大湖周辺の化学物質汚染による住民への影響など、労働者や一般住民等に対して危害を発生させた14の歴史上の出来事を取り上げ、危害発生の可能性に関する信頼できる科学的な「早期警告」と、その後、政策決定者等が実行した規制等の対策について解析した。この報告によると、アスベストや五大湖の化学物質汚染などは、対象化学物質の有害性に関する信頼できる科学的な情報が十分であったにもかかわらず、短期的な政治や経済への影響等の理由から、それらの早期警告が政策決定者によって適切に認められず危害を拡大させた事例があった。

本章では、室内空気汚染による健康被害の科学的な不確実性に対し、政策決定者がどのように対応してきたか、その経緯を解析する。そして、室内空気汚染の施策における基礎となるスキームを明らかにすることが本研究の目標である。室内空気汚染による居住者の健康障害を引き起こす原因物質として、欧米諸国で最も多くの実態調査と対策が行われてきた「ホルムアルデ

ヒド」を事例として取り上げた。

8-2. 研究方法

本章では、ホルムアルデヒドに対する取り組みが現時点で明確になっている、ドイツ、アメリカ、カナダ、日本を事例研究の対象とした。そして、関係省庁による規制、法律、ガイドラインの策定、関係業界の自主基準や自主規制、研究者らによる実態調査など、過去40年間にわたるホルムアルデヒドによる室内空気汚染に関する調査研究と対策を既往の文献や報告書をもとに整理した。そして、その歴史的経緯を検証し、危害の発生あるいは増大の可能性に関する信頼できる科学的な「早期警告」と、それに対して政策決定者等が実行した規制等の施策について、各国の取り組みを対比した。そして、室内空気汚染の施策に関して基礎となるスキームをまとめた。

8-3. 早期警告とその対応に関する各国の経緯

8-3-1. ホルムアルデヒドの有害性に関する初期の研究

ドイツで1872年、ホルムアルデヒドとフェノールを反応させて樹脂状物（フェノール樹脂）を得られることが発見され、1884年にはドイツで尿素とホルムアルデヒドの縮合反応物（ユリア樹脂）が発見された。そして、1896年にドイツでユリア樹脂の製造が開始され、1918年にはドイツでユリア樹脂系接着剤が工業化された。1930年にはアメリカで合板用接着剤にユリア樹脂の使用が開始され、1935年に日本でユリア樹脂の製造が開始された。そして1939年、日本でユリア樹脂系接着剤の製造が開始された（安藤ら，1962；高分子科学技術史編集委員会，2000；高分子編集委員会，1982；接着技術便覧編集委員会，1962；相馬，1977；村橋ら，1969）。ユリア樹脂は、木材に対する接着性に優れ、安価であった。そのため、合板やパーティクルボードなどの木質建材の接着剤、ユリア樹脂系発泡断熱材（Urea Formaldehyde Foam Insulation: UFFI）として欧米や日本で多用された。

戦後の1950年代以降、石油化学工業の発達とともに、合成樹脂工業も急速に発達した。我が国における当時のユリア樹脂の主な用途は、接着剤、成型材料、繊維加工用であり、接着剤のうち約85%が合板用、約10%がパーティクルボード用、約5%が木工用であり、木材接着用として安価で加工しやすいことから、そのほとんどが木材工業面での利用であった（村橋ら，1969）。

ユリア樹脂は、尿素とホルムアルデヒドを適用なpHの下で触媒によって反応させた高分子物質の縮合物であることから、未反応により残存、あるいは合板等の製造において熱圧硬化させる際の縮合反応により放出された遊離ホルムアルデヒドが含まれていた。そのため、ユリア樹脂系接着剤による接着作業に従事する労働者の目や鼻の刺激など、合板の遊離ホルムアルデヒドによる健康影響が指摘され、尿素樹脂中の遊離ホルムアルデヒド量を減らすための研究が我が国ではすでに開始されていた（堀岡ら，1957）。また諸外国では、1960年代半ば頃から、

合板 (Stöger, 1965)やパーティクルボード (Plath, 1966)から放散されるホルムアルデヒドの定量方法に関する研究が行われた。そして 1968 年にオーストリアの Neusser (1968)らは、当時のパーティクルボードには、 $0.3\sim 3.0\text{g/kg}$ の遊離ホルムアルデヒドが含まれ、 $0.15\sim 0.3\text{mg/m}^3$ の気中濃度で臭気問題が生じると推定していた。

ホルムアルデヒドは、対流圏においてメタンなどの炭化水素が光酸化されることによって生成される。また、自動車排気ガスや廃棄物処理時の燃焼ガスにも含まれ、大気汚染により健康影響を引き起こす原因物質の 1 つであった。そのためアメリカ産業衛生協会(AIHA, 1968)は、1957 年から 1966 年までに発表された人の眼の刺激に関する毒性データに基づき、1968 年に大気濃度の基準値 0.1ppm (0.12mg/m^3) を勧告した。

この当時、居住環境における実態調査は報告されていなかった。しかしながら、1973 年の第一次石油危機により、建築物を含む各産業に対する省エネルギー化の要求が高まり、その結果、建築物の断熱性と気密性が高まった。このような背景から、1970 年代半ば頃からホルムアルデヒドによる室内空気汚染による健康被害や室内濃度の実態調査が欧米諸国で報告されるようになった。

8-3-2. ドイツの事例

欧米では 1970 年代、ホルムアルデヒドを原料とするユリア樹脂系接着剤や断熱材の使用量が増加した。そして、それらを原料とする合板やパーティクルボードなどの木質系建材、ユリア樹脂系発泡断熱材(UFFI)の使用量が増加した。さらに、1973 年の第一次石油危機により、建築物を含む各産業に対する省エネルギー化の要求が高まり、建築物の断熱性と気密性が高まった。このような背景から、1970 年代半ば頃からホルムアルデヒドによる室内空気汚染に関する実態調査が報告されるようになった。

西ドイツでは 1977 年以降、ホルムアルデヒド濃度の実態調査が数多く行われてきた。しかし、これらの大半が地方の公共機関によるものであり、報告書として発表されなかった(CEC, 1990)。1975 年頃、コロニー地方に開設した学校の新築校舎において、頭痛や吐き気、目や鼻の刺激を訴える教員や生徒が発生し、同様の問題が 1977 年に開設した学校の新築校舎でも発生した。そこで、これらの学校を含め、コロニー地方にある 3 つの学校のホルムアルデヒド濃度を測定した結果、それぞれ平均 0.443ppm (最小 $0.31\sim$ 最大 0.61 ; 新築校舎)、 0.573ppm (最小 $0.31\sim$ 最大 0.97 ; 新築校舎)、 0.129ppm (最小 $0.08\sim$ 最大 0.33 ; 築 1960 年代)であり、主な排出源は天井や壁に用いられたユリア樹脂系接着剤で製造された合板であった。そして、これら 3 つの学校の生徒 1,594 人と、このような合板が使用されていない 1960 年代半ばに開設した古い学校の生徒 497 人に対して体調に関するアンケート調査を行った結果、ホルムアルデヒドを排出する合板が使用された学校の生徒の方が、頭痛や吐き気などの機能障害、鼻や咽頭粘膜の刺激、結膜の刺激を申告する割合が有意に高かった(Burdach et al., 1980)。そこ

でこれらの調査結果が報告された 1977 年、この結果を重視した連邦保健省は専門家会合を開催し、この報告後わずか 3 ヶ月間で 0.1ppm の室内空気質ガイドラインを定めた(Hollowell et al., 1979)。

この事例では、ホルムアルデヒドによる健康影響の実態調査が 1970 年代半ば以降の早い段階で実施され、その因果関係が明らかになった段階で早期に室内空気質ガイドラインが確立されたため、政策決定者の対応は非常に早かったと言える。

表 8-1 ドイツの経緯：早期警告とその対応

年代	出来事
1884 年	ドイツで尿素とホルムアルデヒドの縮合反応物（尿素樹脂）が発見される
1918 年	ドイツで尿素樹脂系接着剤が工業化される
1950 年代	合板、パーティクルボードなどの木質建材の接着用に尿素樹脂系接着剤が多用される。尿素樹脂に含まれる遊離ホルムアルデヒドによる健康影響が懸念される
1968 年	当時のパーティクルボードには、0.3～3.0g/kg の遊離ホルムアルデヒドが含まれ、0.12～0.24ppm の気中濃度で臭気問題が生じると推定された報告が発表される
1975-1977 年 早期警告	子供が教室内で頭痛、めまい、吐き気、目や喉の刺激を訴える学校の教室内のホルムアルデヒド濃度を実態調査した結果、平均で 0.44～0.57ppm であった
1977 年 対応	連邦保健省が 0.1ppm の室内空気質ガイドラインを定める
1980 年	パーティクルボードから排出されるホルムアルデヒド濃度の基準を規定
1985 年	ユリア樹脂系発泡断熱材（UFFI）から排出されるホルムアルデヒド濃度の基準を規定
1985-1986 年	全国調査 GerES I の結果、ガイドライン超過率は 4.8%
1986 年	州の有害物質条例において、合板や繊維板などの木質建材に対して、パーティクルボードと同様の排出濃度基準を定める
1987-1989 年	全国調査の結果、ガイドライン超過率は 6%
1992 年	全国調査 GerES II の結果、ガイドライン超過率は 14%

西ドイツでは、このガイドラインをもとに、0.1ppm 以下の室内濃度を達成するために、1980 年にはパーティクルボードに対して、40m³ の小型チャンバー試験に基づいた排出濃度基準を

定め、0.1ppm を越える排出濃度のパーティクルボードの使用を禁じた。1985 年には、UFFI から排出されるホルムアルデヒド濃度の基準 0.1ppm が定められ、それ以下の室内濃度を達成するために、室内の空気に UFFI が触れないように使用することが規定された。1986 年には、州の有害物質条例において、合板や繊維板などの木質建材に対して、1980 年のパーティクルボードと同様の排出濃度基準を定めた(CEC, 1990)。

1985 年の全国調査(German Environmental Survey 1985/86: GerES I)では、ホルムアルデヒドのガイドライン超過率が 329 戸の住宅のうち 4.8%であった。また、1987 年から 1989 年の全国調査では、580 のアパートの居間においてガイドライン超過率が 6%であった。また 1992 年の全国調査では、502 戸の住宅のうちガイドライン超過率が 14%強であった。1992 年の調査で高いガイドライン超過率であった理由は、ホルムアルデヒド放散量の高いパーティクルボードの生産が 1989 年まで行われたためだと考えられている(Seifert et al., 2000)。

8-3-3. アメリカの事例

1972 年頃から UFFI による臭気や健康影響問題が消費者製品安全委員会(CPSC)に報告されていた(CPSC, 1978)。CPSC は、1978 年 12 月、デンバー地方検察局消費者部門から、住宅に用いられる UFFI の安全基準を設定するよう要請を受け、UFFI による健康影響の調査と規制の検討を開始した。そして、1979 年 5 月、ホルムアルデヒドによる刺激や感作に関する調査を国立科学アカデミー(NAS)に依頼した。NAS (1980) は、1980 年 3 月に報告書とまとめ、信頼できる人の研究データを調査した結果、0.25ppm 以上の濃度では用量／反応の関係を確認したが、それより低い濃度ではリスク評価を行うに十分な研究データが存在しなかったため、現時点で人に対するホルムアルデヒドによる刺激閾値を設定できるだけの確証はないが、住宅の室内空気においては、公衆衛生上の健康影響を最小限にするために実現可能な低濃度に抑えるよう勧告した。これは、1979 年 10 月に、アメリカ化学工業毒性学研究所(CIIT)が、ラットを用いた実験により、15ppm の高濃度のホルムアルデヒドにより鼻腔がんが観察されたと報告したことや(CPSC, 1979)、NAS の調査において、0.01~31.7ppm という広範囲のホルムアルデヒド濃度においてホルムアルデヒドへの刺激感受性が報告されており、より感受性の高い人々を含めた一般大衆のリスクのばらつき (variability) に対する不確実性を考慮したものであった。この結果をうけて、1980 年、CPSC は、米国家毒性プログラム(NTP)と共同でホルムアルデヒドパネルを組織し、発がん性に関して再評価を行った結果、1980 年 11 月、ホルムアルデヒドの人への発がん性に関して慎重に考えるべきだと結論付けた(CIMARPH, 1983)。1982 年に CPSC は、大規模な実態調査を行った。そして、UFFI 使用住宅 636 戸では平均 0.12ppm (0.01-3.4ppm)、UFFI 未使用住宅 41 戸では平均 0.03ppm (0.01-0.08ppm) のホルムアルデヒド濃度であった(Hileman, 1982)。これらの結果から、CPSC (1982)は 1982 年、住宅と学校で使用される UFFI の販売を禁止した。

この決定は、UFFI の使用と健康影響を示す十分な科学的根拠が得られていないにも関わらず、その影響は深刻であるとの考えによりなされた。しかしながら、1983 年 4 月、第 5 巡回控訴裁判所がその禁止を無効にするとの判決を下した。CPSC は、最高裁判所へ控訴するために司法次官に再審査請求を行ったが(CPSC, 1983a)、認められず、1983 年 8 月 24 日、CPSC による UFFI の販売禁止は解除された(CPSC, 1983b)。第 5 巡回控訴裁判所は、UFFI が完全にシロではなく、CPSC がこれまで受けた苦情は概して実際の問題であるとしながらも、UFFI による実際の曝露レベルにおいて、健康リスクの定量化ができなかったことが唯一の弱点だと指摘した(CPSC, 1983a)。この裁判所の決定は、十分な科学的根拠が示されていないことを理由としている。そのため、CPSC による予防的対応が却下された。しかしながら、CPSC が一旦 UFFI の使用を禁じたため、住宅における UFFI の使用はその後激減した。

この動きは、ユリア樹脂系接着剤を使用した木質建材にも影響した。1980 年から 1984 年にかけて、これらの木質建材からのホルムアルデヒド放散量は 75%低下した(Mccredie, 1992)。1984 年 8 月に住宅・都市開発省(HUD)は、小型チャンバー法(GPO, 2002a)による合板 0.2ppm、パーティクルボード 0.3ppm のホルムアルデヒド濃度排出基準を定めた(GPO, 2002b)。木質建材からのホルムアルデヒド放散量は、1985 年に約 85%まで低下した後、1991 年までその傾向は続いている(Mccredie, 1992)。1995 年から 1997 年にかけてアリゾナ州の 187 の住宅で実態調査(Sydney, 1999)を行ったところ、平均 0.017ppm、最大 0.33ppm、90 パーセンタイル値で 0.038ppm であった。つまり、WHO Europe (1987)の指針値 0.08ppm を超過している住宅はわずかであった。

アメリカには連邦機関が定めたホルムアルデヒドの室内空気質ガイドラインは存在しない。1991 年にカリフォルニア州環境保護庁(CEPA, 1991)は、ホルムアルデヒドのガイドラインとして、行動値 0.10ppm と目標値 0.05ppm を定めた。WHO Europe (1987)のガイドライン 0.08ppm は、鼻や粘膜への刺激から定められている。一方、ホルムアルデヒドは人に対する発がん性が疑われている。しかしながら、人に対する発がん性の十分な科学的根拠がないため、WHO Europe のガイドラインは、発がん性の観点から定められなかった。しかしながら、カリフォルニア州環境保護庁は、発がん性に関しては、絶対に安全な濃度は考えられないため、実行可能な限り低い濃度に低減するよう勧告した。そして、予防の概念に基づき目標値 0.05ppm を定めた。

国際がん研究機関(IARC)は、1987 年にホルムアルデヒドの発がん性分類をグループ 2A (人に対して発がん性を示す可能性がある)に定めていた(IARC, 1987)が、2004 年にグループ 1 (人に対して発がん性がある)に変更した(IARC, 2004)。この変更は、人の鼻咽腔癌に関して十分な科学的根拠が得られたからであった。その 2 ヶ月後、カリフォルニア州環境保護庁(CEPA, 2004)は、眼や喉への刺激をエンドポイントとして住宅室内のホルムアルデヒド濃度 0.027ppm を勧告した。また、ホルムアルデヒドによる発がんリスクを取り除くレベルは存在しないため、可能な限り、室内のホルムアルデヒド濃度を低減するよう勧告した。

表 8-2 アメリカの経緯：早期警告とその対応

年代	出来事
1968 年	アメリカ産業衛生協会(AIHA)が感覚刺激をエンドポイントとしてホルムアルデヒドの気中濃度のガイドライン 0.1ppm を勧告
1972 年 早期警告	ユリア樹脂系発泡断熱材(UFFI)による健康影響問題がアメリカ消費者製品安全性委員会(CPSC)に報告される
1978 年	CPSC が UFFI による健康影響調査と規制の検討を開始
1979 年	アメリカ化学工業毒性学研究所がラットの実験からホルムアルデヒドによる鼻のへん平上皮細胞癌を確認
1979 年 対応 I	CPSC が国立科学アカデミー(NAS)にホルムアルデヒドによる健康影響に関する調査を依頼
1980 年 再警告	NAS は現時点で人に対するホルムアルデヒドによる刺激閾値を設定できるだけの確証はないが、住宅の室内空気においては、公衆衛生上の健康影響を最小限にするために実現可能な低濃度に抑えるよう勧告
1982 年	636 戸の住宅を全国調査、UFFI 使用住宅 0.12ppm、UFFI 未使用住宅 0.03ppm
1982 年 対応 II	CPSC が住宅と学校で使用される UFFI の販売を禁止
1983 年	CPSC の UFFI 使用禁止をアメリカ第 5 巡回控訴裁判所が解除
1984 年	住宅・都市開発省(HUD)が小型チャンバー法による合板(0.2ppm)とパーティクルボード(0.3ppm)ホルムアルデヒドの排出基準を策定
1991 年	カリフォルニア州環境保護庁(CEPA)は、ホルムアルデヒド濃度 0.05ppm 目標レベル、0.1ppm 低減行動レベルを公表、発がん性に関しては実行可能な限り低い濃度に低減するよう勧告
2004 年	国際がん研究機関(IARC)がホルムアルデヒドの発がん性分類をグループ 2A からグループ 1 (人に対して発がん性あり) に変更
2004 年	カリフォルニア州環境保護庁(CEPA)は、眼や喉への刺激をエンドポイントとして住宅室内の HCHO 濃度 0.027ppm を勧告、ホルムアルデヒドによる発がんリスクを取り除くレベルは存在しないため、可能な限り、室内のホルムアルデヒド濃度を低減するよう勧告

8-3-4. カナダの事例

カナダでもアメリカ同様、1978 年に UFFI を使用した住宅における健康影響問題が生じてい

た。そこでカナダ保健省は 1979 年に居住環境中のガイドライン 0.10ppm を定めた。さらに、1980 年にアメリカでホルムアルデヒドと発がんの関連性が動物実験で発表されたことを受け、カナダ保健省は 1980 年 12 月に UFFI を使用禁止とした(Lansink, 1985)。UFFI センターが 2,400 戸の住宅を全国調査した結果、UFFI が使用されていた 2000 戸の住宅におけるホルムアルデヒドの室内濃度は 0.054ppm、そうでない住宅では 0.036ppm であった(CCAC, 1983)。

1987 年にカナダ保健省は、居住環境中のホルムアルデヒド室内濃度のガイドラインとして、行動値 (0.10ppm) と目標値 (0.05ppm) を定めた(Health Canada, 1989)。発がん性に関しては、絶対に安全な濃度は考えられないため、実行可能な限り低い濃度に低減するために目標値を定めた。

1991 年、ケベック州高等裁判所は、1970 年代後半から 1980 年代にかけて生じた UFFI 問題について、UFFI が使用された住宅と、その居住者の健康問題との因果関係を立証する十分な科学的証拠はなかったと結論を下した(Finlay, 1994)。しかしながら、カナダ保健省の UFFI 使用禁止令は、1985 年の有害製品法(Hazardous Products Act, 1985)で規定(Item 34 of Part I of Schedule I)されており、現在も継続されている。

表 8-3 カナダの経緯：早期警告とその対応

年代	出来事
1978 年 <i>早期警告</i>	UFFI を使用した住宅における健康影響問題が発生
1979 年 <i>対応 I</i>	カナダ保健省が居住環境中のガイドライン 0.10ppm を定める
1980 年 <i>対応 II</i>	カナダ保健省が建物への UFFI の使用を禁止
1981 年	2400 戸の住宅で全国調査を実施、UFFI 住宅のガイドライン超過率は 16%、室内濃度は UFFI 使用住宅 0.054ppm、UFFI 未使用住宅 0.036ppm
1985 年	建物への UFFI 使用禁止が有害製品法で規定
1987 年 <i>対応 III</i>	カナダ保健省は、ガイドライン 0.1ppm の行動値に加え 0.05ppm の目標値を策定
1991 年	ケベック州高等裁判所は、UFFI 使用住宅と、その居住者の健康問題との因果関係を立証する十分な科学的証拠はなかったと結論
2005 年	カナダ保健省は、短期間曝露 0.1ppm、長期間曝露 0.04ppm にガイドラインを改訂

カナダ保健省は、UFFI の使用と発がんの関連性に対して科学的な不確実性が残っているにもかかわらず、1980 年に UFFI を使用禁止とした。さらに 1987 年、室内濃度のガイドラインを策定する際、ホルムアルデヒドによる発がん影響への懸念からガイドラインの目標値を定めた。カナダの対応は、深刻かつ広範囲におよぶと想定される公衆衛生への影響への懸念から、予防的な対応が適用されたものと言えるであろう。

2005 年にカナダ保健省は、ホルムアルデヒドの毒性に関する最新の科学的知見に基づき、短期間曝露(1 時間平均)0.1ppm、長期間曝露(8 時間平均)0.04ppm にホルムアルデヒドのガイドラインを改訂した(Health Canada, 2005)。この改訂は、カリフォルニア州環境保護庁に次いだものではあるが、国家レベルでの対応であり、その意味では国際的に最も素早い対応であると言える。

8-3-5. 日本の事例

我が国では 1966 年、経済企画庁の依頼で主婦連が実施した「暮らしの中の危険と不衛生に関する健康被害調査報告」の中で、衣料による皮膚のかぶれによる苦情が多数見受けられたと報告した(厚生省, 1991)。そして、その原因の 1 つとして、衣料の樹脂加工に使用されたホルムアルデヒドが指摘され、通産省は 1967 年に、関連業界に対してホルムアルデヒドの樹脂加工に関する指導通知を実施した。また、1970 年には東京都消費者センターが、食器戸棚の悪臭は合板由来のホルムアルデヒドであると指摘し、同年林野庁(1970)は、食器戸棚内のホルムアルデヒドに関する指導通知を行い、翌年林野庁と農林省(1971)は、住宅の内装材から放散するホルムアルデヒドに関する指導通知を関係業界に対して実施した。1970 年代初めは、衣料用樹脂や合板接着用樹脂由来のホルムアルデヒドによる健康影響の問題が社会的に大きく取りあげられるようになった。そして、1971 年には豊川レポートと呼ばれる日用品等に含まれる化学物質による健康影響に関する研究が報告され、この結果を受けて、1972 年に通産省(1972)はホルムアルデヒドによる樹脂加工に関する指導通知を再び行い、1974 年には有害物質を含有する家庭用品の規制に関する法律が施行され、1975 年 10 月から一部の衣料に含まれるホルムアルデヒド濃度が規制されるに至った。このように、1960 年代後半から 1970 年代にかけて、我が国ではホルムアルデヒドに関する調査や規制が家庭用品を中心に行われ、住宅の内装材に使用される合板に対しても指導通知がなされていた。しかしながら、室内濃度指針値を策定するには至らなかった。

その後、日本では、1979 年に松村らが初めて住宅におけるホルムアルデヒドの実態調査を行い、一般家庭の洋間 0.17ppm、同居間及び台所 0.14ppm、新築プレハブ住宅 0.11ppm など、室内空気は外気 0.005ppm より高く、建材や家具類に使用されている接着剤が原因であろうと報告した(松村ら, 1980)。この報告を発端に、一般住宅の室内や汚染源である家具に関して小規模な調査がいくつか報告された。林ら(1982)は、目の刺激や皮膚の湿疹等の苦情があった住宅

から平均 0.12ppm（最小 0.09～最大 0.15）のホルムアルデヒドを検出し、三谷ら(1985)は、入居後まもなく化学物質による目の刺激と診断された居住者が住む築 3 ヶ月後の新築住宅から、平均 0.26ppm（最小 0.2～最大 0.38）のホルムアルデヒドを検出した。松村ら(1983)は、ドイツ等で策定されたガイドラインよりも高い室内濃度を検出したことから、1983 年にガイドラインの策定を提唱した。この時期、関係省庁はホルムアルデヒド対策として、1980 年に合板と複合フローリングに対するホルムアルデヒド放散量基準(JAS)、1983 年にパーティクルボードと繊維板に対するホルムアルデヒド放散量基準(JIS)を定めた。この当時、結果的には松村らの勧告は受け入れられず、全国規模の実態調査も行われなかった。

1990 年代に入り、国立公衆衛生院が、室内空気質に関する WHO との国際共同研究として、建築物の衛生的環境の確保に関する法律（建築物衛生管理法）が適用される 10 の建築物に対してホルムアルデヒドの実態調査を行い、平均 0.01ppm（最小 0.0～最大 0.03）のホルムアルデヒドを検出した(Yoshizawa, 1996)。さらに 1995 年、19 の新築戸建住宅（築後半年以内）と 12 の中古戸建住宅に対してホルムアルデヒドの実態調査を行い(池田ら, 1998)、中古住宅では WHO Europe (1987)が 1987 年に定めた気中濃度のガイドライン 0.08ppm を越えた住宅はなかったが、冬・春季約 26%、夏・秋季約 5%の新築戸建住宅で WHO Europe のガイドラインを越えていた。そこで 1996 年、国立医薬品食品衛生研究所が、全国 230 の住宅に対してホルムアルデヒドの大規模な実態調査を行った(安藤, 1997)。その結果、約 25%強の住宅において WHO Europe のガイドラインを越えていたことが明らかとなった。この結果をふまえ、1997 年 6 月に厚生省（現、厚生労働省）は、人の鼻咽頭粘膜に対する刺激からホルムアルデヒドの室内濃度指針値 $0.1\text{mg}/\text{m}^3$ (0.08ppm) を策定した(厚生省, 1997)。1970 年に健康影響が報告されてから 27 年が経過しており、ドイツの指針値策定から 20 年遅れた対応であった。

その後、国土交通省を中心とした室内空気対策研究会が、2000 年に全国約 2,815 の築後 1 年以内の新築住宅に対して大規模な調査を行った(国土交通省, 2001)。その結果、約 28.7%の住宅において厚生労働省の室内濃度指針値を越えていた。翌年、さらに 1,726 の新築住宅に対して行った実態調査では、13.3%の住宅において厚生労働省の室内濃度指針値を越えていた(国土交通省, 2002)。そのため国土交通省は、建材からのホルムアルデヒドの放散量に基づいて使用面積を規制するよう建築基準法を改正し、2003 年 7 月に施行されることが決定した(島田, 2003)。その後、2003 年の国土交通省による全国調査では、厚生労働省の指針値超過率が 5.6%まで低下した(国土交通省, 2004)。1970 年代に全国レベルの実態調査を行い、ドイツ同様に早期に室内濃度指針値を定めていれば、ホルムアルデヒドによる健康被害を最小限に抑えられたであろう。

表 8-4 日本の経緯：早期警告とその対応

年代	出来事
1939 年	日本で尿素樹脂系接着剤の製造が開始される
1970 年 <i>早期警告</i>	東京都消費者センターが食器戸棚の悪臭は合板由来のホルムアルデヒドであると指摘
1971 年 <i>対応 I</i>	林野庁と農林省が関係業界に対して住宅の内装材から放散するホルムアルデヒドに関する指導通知を実施
1980 年	住宅におけるホルムアルデヒドの最初の実態調査、居間 0.14ppm、外気 0.005ppm、建材や家具類に使用されている接着剤が原因と推定
1982 年	目の刺激や皮膚の湿疹等の苦情があった住宅から平均 0.12ppm のホルムアルデヒドを検出
1980-1983 年 <i>対応 II</i>	木質建材のホルムアルデヒド放散量基準の日本農林規格(JAS)と日本工業規格(JIS)が作成される
1983 年	日本の研究が室内濃度指針値の策定を提唱
1996 年 <i>再警告 I</i>	230 戸の住宅の全国調査実施、約 25%強が WHO 欧州事務局のガイドライン超過
1997 年 <i>対応 III</i>	厚生省が室内濃度指針値 0.08ppm を策定
2000 年 <i>再警告 IV</i>	国土交通省が全国調査実施、指針値超過率 28.7%
2002 年 <i>対応 IV</i>	改正建築基準法によるホルムアルデヒド発散建材の使用規制
2003 年	国土交通省が全国調査実施、指針値超過率 5.6%

8-4. 考察

各国におけるホルムアルデヒドによる健康影響の信頼できる早期警告と、政策決定者による対応をもとに、リスク評価の不確実性とその対応の観点において、本章の事例研究から得た室内空気汚染の施策に対して基礎となるスキームを以下にまとめた。

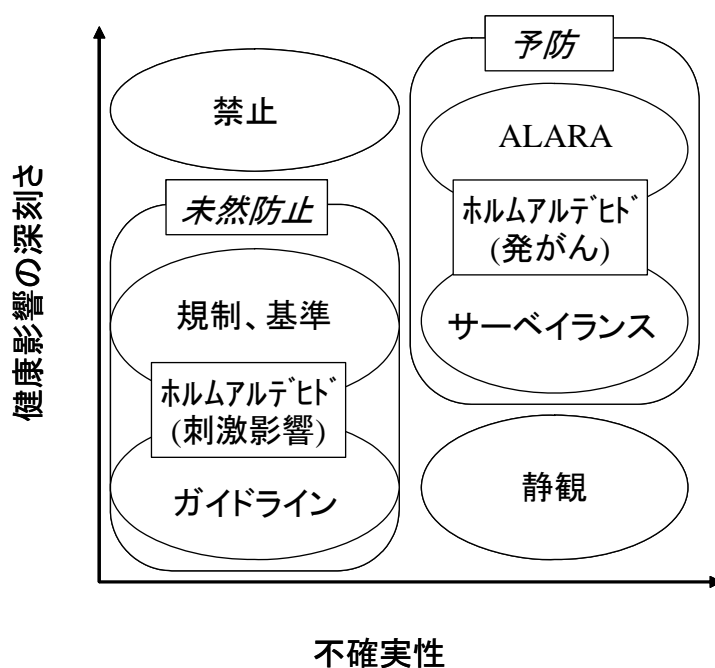


図 8-1 室内空気汚染物質のリスクの不確実性と健康影響の深刻さに応じた対応範囲

室内空気汚染物質によるリスクの不確実性と健康影響の深刻さに応じた対応範囲を図 8-1 に示す。予防的対応は、科学的な不確実性が高く影響が深刻で不可逆的な場合に適用される。そして、科学的な不確実性が低い場合は未然防止的な対応に位置づけられる。ドイツの場合、ホルムアルデヒドによる刺激影響をエンドポイントとし、実態調査の結果からガイドライン値を定めた。これは、科学的な不確実性が低く、健康影響が中程度の深刻さであったと位置づけられる。アメリカ CPSC とカナダによる UFFI 禁止令は、発がんをエンドポイントとしており、NAS の報告では科学的な不確実性が高いと位置づけられる。アメリカ CPSC とカナダ保健省は UFFI を使用禁止とした。しかし、アメリカ CPSC の事例では、後の裁判による判決で、因果関係に関する証拠が十分ではないと判断され、UFFI 使用禁止令は解除された。カナダの事例でも、ケベック州高等裁判所は UFFI の使用と健康影響の因果関係を否定した。たとえ、室内空気汚染物質による健康影響の深刻さが大きいと示唆されたとしても、使用禁止措置とするには科学的確実性の高さが求められるであろう。UFFI による使用禁止令が裁判所により却下された後、

1987年にカナダ保健省、1991年にカリフォルニア州環境保護庁は、ホルムアルデヒドの発がん性に対する予防的対応から室内濃度の目標値を定めている。この目標値の設定に科学的根拠はないが、科学的不確実性が高く健康影響の深刻さが大きい場合は、「合理的に達成可能な限り低く(ALARA: as low as reasonably achievable)」の概念に基づき、目標レベルを設定する措置は、工業界などの利害関係者にも受け入れられやすいであろう。

8-5. まとめ

本章の事例研究から明らかなように、健康影響の早期警告に対して科学的不確実性があったとしても、深刻で不可逆的な危害の可能性が示唆される場合には、「合理的に達成可能な限り低く(ALARA)」の概念に基づいた予防的対応が必要である。このような対応は、乳幼児、高齢者、アレルギーや呼吸器系疾患を有する人々など、汚染物質に対して感受性の高い人たちのリスク管理において特に有用となるであろう。本章の事例研究で導いた室内空気汚染物質によるリスクの不確実性と健康影響の深刻さに応じた対応範囲は、室内空気汚染物質のリスク管理スキームの基本的な理念になると考えられる。

参考文献

- 安藤新午，雨宮登三，川瀬義和（1962）石油化学工業ハンドブック，朝倉書店
- 安藤正典（1997）化学物質の暴露と化学物質過敏症との関係―特にホルムアルデヒド暴露評価研究を中心として―，平成9年度厚生科学研究：化学物質のクライシスマネジメントに関する研究，pp. 82-87
- 池田耕一，安藤正典，小川 博，木村 洋，野崎敦夫，堀 雅宏，堀口 弘，松村年郎（1998）建材，機材等の揮発性有機化学物質に関する調査研究報告書，平成8年度快適な暮らしのスタイル開発促進事業，財団法人ビル管理教育センター
- 高分子科学技術史編集委員会（2000）日本の高分子科学技術史，高分子，**47**，pp. s107-s111
- 高分子編集委員会（1982）高分子科学と工業の歴史，高分子，**31**（12），pp. 1059-1070
- 厚生省生活衛生局企画課生活科学安全対策室監修（1991）Q & A家庭用品の安全対策，ぎょうせい
- 厚生省生活衛生局企画課生活化学安全対策室（1997）快適で健康的な住宅に関する検討会議，健康住宅関連基準策定専門部会化学物質小委員会報告書，1997年6月13日
- 国土交通省 室内空気対策研究会（2001）実態調査分科会実態調査，平成12年度報告書，2001年5月29日
- 国土交通省 室内空気対策研究会（2002）実態調査分科会実態調査，平成13年度報告書，2002年5月31日

- 国土交通省 (2004) 室内空気に関する実態調査平成 15 年度報告書, 2004 年 7 月 28 日
- 島田和明 (2003) 改正建築基準法におけるシックハウス対策の技術的基準, 空気調和・衛生工
学, **77** (1), pp. 11-23
- 接着技術便覧編集委員会 (1962) 接着技術便覧, 日刊工業新聞社
- 相馬順一 (1977) 高分子化学と高分子化学工業の年表 (～1945), 高分子, **26** (12), pp. 851-858
- 通商産業省繊維雑貨局長 (1972) ホルマリン樹脂加工について, 47 線局第 569 号
- 林 正孝, 北爪 稔, 佐藤洋子, 中島三郎, 石原 訓, 吉立伸一, 池田文子, 米長 等 (1982)
室内空気中のホルムアルデヒド濃度と布への移染, 横浜市衛生研究所年報, **21**, pp. 93-98
- 堀岡邦典, 野口美保子 (1957) 尿素樹脂接着剤による合板のホルマリン臭について, 木材工
業, **12** (2), pp. 13-16
- 松村年郎, 亀谷勝昭, 谷村顕雄, 村松 学, 樋口 秀 (1980) ホルムアルデヒドによる室内空気
汚染について, 第 20 回大気汚染学会講演要旨集, pp. 250
- 松村年郎, 村松 学, 亀谷勝昭 (1983) 室内空気汚染に関する研究 III 室内空気中のホルムア
ルデヒド濃度について, 日本公衆衛生雑誌, **30** (7), pp. 303-308
- 三谷一憲, 土屋博信, 酒井 潔, 山中克巳 (1985) 室内のホルムアルデヒド濃度とその人体影
響, 公害と対策, **21** (9), pp. 878-880
- 村橋俊介, 小田良平, 井本 稔 (1969) 改訂新版プラスチックハンドブック, 朝倉書店
- 林野庁長官 (1970) 食器戸棚内のホルムアルデヒドについて, 45 林野産第 318 号
- 林野庁長官, 農林省農林経済局長 (1971) 住宅の内装材から放散するホルムアルデヒドについ
て, 46 農経 C 第 2837 号
- American Industrial Hygiene Association (1968) "Community Air Quality Guides,
Aldehydes", *American Industrial Hygiene Association Journal*, **29**, pp. 404-512
- Burdach, S. T. and Wechselberg, K. (1980) Impairment of Health School. Symptoms Caused
by the Use of Formaldehydes Emitting Materials in School Buildings, *Fortschritte Der
Medizin*, **98** (11), pp. 377-412
- California Environmental Protection Agency (1991) *Formaldehyde in the Home*, Indoor Air
Quality Guideline No. 1, September
- California Environmental Protection Agency, Air Resources Board (2004) *Formaldehyde in
the Home*, Indoor Air Quality Guideline No. 1, August
- Commission of the European Communities (1990) *Indoor Air Pollution by Formaldehyde in
European Countries*, European Concerted Action, Indoor Air Quality & Impact on Man,
Cost Project 613, Environment and Quality of Life, Report No. 7, EUR 13216 EN
- Commission of the European Communities (2000) *COMMUNICATION FROM THE
COMMISSION on the precautionary principle*, COM (2000) 1 final, Brussels, 2
February

- Consumer and Corporate Affairs Canada (1983) *Final Report of the National Testing Survey*
- Committee on the Institutional Means for Assessment for Risks to Public Health (1983) *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the process*, Working Papers, National Academy Press, Washington, D.C.
- Consumer Product Safety Commission (1978) *CPSC Considers Regulation Of Urea Formaldehyde Foam Insulation*, NEWS from CPSC, Release # 78-106, December 18
- Consumer Product Safety Commission (1979) *Chemical Industry Test Results Show Formaldehyde Has Caused Cancer in Lab Animals*, NEWS from CPSC, Release # 79-059, October 17
- Consumer Product Safety Commission (1982) *CPSC Bans Urea Formaldehyde Foam Insulation (UFFI)*, NEWS from CPSC, Release # 82-005, March
- Consumer Product Safety Commission (1983a) *Ban on UFFI Lifted*, NEWS from CPSC, Release # 83-048, August 25
- Consumer Product Safety Commission (1983b) *CPSC Asks For Rehearing In UFFI Case*, NEWS from CPSC, Release # 83-024, May 5
- European Environment Agency (2001) *Late lessons from early warnings: the precautionary principle 1896-2000*, Environmental issue report, No. 22, 210 pages
- Finlay, J. (1994) *UREA FORMALDEHYDE FOAM*, 1st session, 35th parliament, House of Commons Debates, Vol. 133 No. 079, June 6
- Government Printing Office (2002a) *The U.S. Government Printing Office via GPO Access, 24CFR3280.406, Code of Federal Regulations*, Title 24, Volume 35, pp142, revised as of April 1
- Government Printing Office (2002b) *The U.S. Government Printing Office via GPO Access, 24CFR3280.308, Code of Federal Regulations*, Title 24, Volume 35, pp134-135, Revised as of April 1
- Hazardous Products Act (1985) *Urea Formaldehyde based thermal insulation, foamed in place, used to insulate buildings*, Item 34 of Part I of Schedule I to Hazardous Products Act, R.S.C. 1985, c. H-3
- Health Canada (1989) *Exposure Guidelines for Residential Indoor Air Quality*, A Report of the Federal-Provincial Advisory Committee on Environmental and Occupational Health, Cat. H46-2/90-156E, 23 pages
- Health Canada (2005) *Proposed residential indoor air quality guidelines for formaldehyde*, Cat. H128-1/05-432E, August
- Hileman, B. (1982) Formaldehyde. How did EPA develop its formaldehyde policy?,

- Environmental Science & Technology*, **16** (19), pp. 543A-547A
- Hollowell, C. D., Berk, J. V. and Traynor, G. W. (1979) Impact of reduced infiltration and ventilation on indoor air quality in residential buildings, *ASHRAE Transactions*, **85** (1), pp. 816-827
- International Agency for Research on Cancer (1987) IARC monograph, Suppl. 7, pp. 211
- International Agency for Research on Cancer (2004) *IARC CLASSIFIES FORMALDEHYDE AS CARCINOGENIC TO HUMANS*, Press Release N° 153, 15 June
- Lansink, B. J. (1985) *UFFI and market value*, The Canadian Appraiser, Appraisal Institute of Canada, Vol. 29, Book 1, Spring
- Mccredie, W. H. (1992) Formaldehyde Emission from UF Particleboard Voluntary Standards vs EPA Regulation, *Proceedings Washington State University International Particleboard/Composite Materials Symposium*, 26th, pp. 115-123
- National Academy of Sciences (1980) *Formaldehyde - An Assessment of Its Health Effects*, Committee on Toxicology, Board on Toxicology and Environmental Health Hazards, National Research Council, Washington D. C., 38 pages
- Neusser, V. H. and Zentner, M. (1968) Über die Ursachen und die Beseitigung des Formaldehydgeruches von holzhaltigen Baustoffen, insbesondere von Spanplatten, *Holzforst. Holzverwert*, **20**, pp. 101-112
- O'Riordan, T. and Cameron, J. (1994), *Interpreting the Precautionary Principle*, Earthscan Publications, 315 pages.
- Plath, L. (1966) Bestimmung der Formaldehydabspaltung aus Spanplatten nach der Mikrodiffusionsmethode. 1. Mitteilung, *Holz Roh Werkstoff*, **24**, pp. 312-318
- Seifert, B., Becker, K., Helm, D., Krause, C., Schulz, C. and Seiwert, M. (2000), The German Environmental Survey 1990/1992 (GerES II): reference concentrations of selected environmental pollutants in blood, urine, hair, house dust, drinking water and indoor air, *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, **10**, pp. 552-565
- Stoger, G. (1965) Beiträge zur Berechnung und Prüfung der Formaldehydabspaltung aus Harnstoffhartz gebundenen Spanplatten, *Holzforst. Holzverwert*, **17**, pp. 6
- Sydney, M. G., Callahan, P. J., Nishioka, M. G., Brinkman, M. C., O'rourke, M. Y., Lebowitz, M. D. and Moschandreas, D. J. (1999) Residential environmental measurements in the National Human Exposure Assessment Survey (NHEXAS) pilot study in Arizona: preliminary results for pesticides and VOCs, *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, **9**, pp. 456-470
- United Nation Environment Programme (1992) *Rio Declaration On Environment And*

Development, The United Nations Conference on Environment and Development , June
World Health Organization, Regional Office for Europe (1987), *Air quality guidelines for
Europe*. Copenhagen, WHO Regional Publications, European Series, No. 23
World Health Organization, Regional Office for Europe (2000) *THE RIGHT TO HEALTHY
INDOOR AIR*, European Centre for Environment and Health, Bilthoven Division, WHO
Working Group Meeting, July 12
Yoshizawa, S. (1996) International Study on Indoor Air Quality and Climate in Office
Buildings, World Federation of Building Service Contractors

第9章

室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組み に関する研究

第9章 室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組みに関する研究

9-1. はじめに

第I部では、居住環境におけるさまざまな環境因子と健康影響との関連性を把握するために、化学物質による室内空気汚染等が主な原因とされている、いわゆるシックハウス症候群に焦点をあて、環境因子との関連性について、日本で報告されている疫学研究等を詳細な文献調査に基づき解析した。第II部では、我が国と諸外国における室内空気質規制の現状と課題をこれまでの取り組みの経緯や社会背景から解析した。また、第III部では、諸外国におけるリスク評価の現状と課題を解析した。これらの結果から、室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組みを検討するために考慮すべき項目を以下に示す。

(1) 居住環境因子

解析の結果、室内空気中のさまざまな化学物質がシックハウス様症状に関連していた。そして、幹線道路、工場、産業廃棄物処理場などの周辺環境、内装建材など住宅の建築設計に関わるもの、家具や開放型石油ストーブなど室内に持ち込まれるものが環境因子としてシックハウス様症状に関連していた。また、結露の発生、かびの発生、水漏れの発生、観葉植物の設置、室内で洗濯物を干すなどの湿度指標に関わる項目が環境因子としてシックハウス様症状に関連していた。さらに、十分に換気を行い、室内空気汚染物質を削減することは、シックハウス様症状を軽減する措置として効果的であることが示唆されていた。つまり、居住者が生活する建物だけでなく、その周辺環境も考慮すべきである。また、居住者の住まい方そのものが、居住者の健康に強い影響をもたらす。リスク管理において、これらの環境因子を考慮することによって、居住者の健康リスク要因を減らすことができる。

(2) 室内空気汚染物質のリスクを管理するための取り組みの選択肢

室内空気汚染物質のリスクを管理するための取り組みは、法的対応、誘導的対応、予防的対応の3つに分類することができる。これらの対応は、室内空気汚染物質によるリスクの大きさや健康影響の深刻さ、リスクに関する不確実性の度合いに応じて選択される。

▶ 法的対応

有害性が高く深刻な問題を生じている汚染物質の排出基準設定、使用制限、使用禁止措置。

▶ 誘導的対応

室内空気質ガイドライン、建材等のラベリング、パンフレットやファクトシート等の情報提供による関係業界や住民の自主的な取り組みの促進。

▶ 予防的対応

室内空気汚染物質がもたらすと想定されるリスクに高い科学的不確実性があったとしても、深刻で不可逆的な影響が示唆される場合にとるべき対応、例えば合理的に達成可能な限り低く(ALARA)目標値を設定する等の措置がある。

(3) リスク評価における検討事項

室内空気汚染物質がもたらすと想定されるリスクの大きさを適切に評価し、その大きさに応じた対応を行う。

➤ リスクスクリーニング

有害性に関するあらゆる既存の科学的知見と室内濃度による曝露情報のデータからリスクを判定する。

➤ 低濃度化学物質による複合曝露のリスク評価

現段階で有用なリスク評価手法は存在しないため、暫定的な対応としては、総揮発性有機化合物(TVOC)の総量で目標値を定める。また、複数の汚染物質に曝露した場合の標的組織における代謝酵素活性に関する研究を推進し、複合曝露による健康影響の発現メカニズムを解明する。

➤ 高感受性集団への対応

子どもが曝露する機会が多いと想定される場合には、子どもと大人の体格の違いを考慮した不確実係数を設定する。リスクに関する不確実性が高い汚染物質については、ガイドラインに目標値を別途設定する。

(4) その他の考慮すべき事項

以下、その他に考慮すべき事項をまとめた。

➤ 代替物質への置き換えにより許容できない新たなリスクを生じさせない予防策

室内濃度の実態が十分把握できていない、あるいは用量／反応評価に関する科学的知見が十分存在しない等の理由によりリスク評価が不可能な汚染物質に対処するために、居住環境における用途、製品中の含有量などの情報に基づきリスクを判別するスキームを開発する。

➤ 生物学的因子等の住まい方が関与する汚染物質への対応

カビ、ダニ、ハウスダストなどは、アレルゲンとして作用するため、これらの生物学的因子によって健康影響が生じるかどうかは、居住者の体質や感受性に大きく依存する。そのため、これらのアレルゲンの用量／反応評価に関する知見は現時点で存在せずリスク評価は困難である。これらの因子への対応は、住まい方に関する情報提供が主たるものであると考えられる。ノルウェーのハウスダストや中国の細菌に関する室内空気質ガイドラインは、汚染の程度を目安を示したもので、その1つの手法であると考えられる。

➤ 室内空気汚染物質の室内挙動

居住環境中における汚染物質の化学反応による二次汚染、内装材・家具・調度品などへの

吸脱着による室内濃度上昇など、汚染物質の室内挙動を解明し、リスク評価に反映可能となるよう研究を推進する。

以上の項目を踏まえたうえで、本章では、室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組みを検討し、提唱する。

9-2. 研究方法

環境汚染物質によるリスクを適切に削減するための枠組みがいくつかの諸外国で提唱されている。これらの枠組みをレビューし、本章の枠組みを検討するための基礎資料とする。そして、上述の項目を考慮した枠組みを提唱する。そして、本章で提唱した枠組みに対して我が国の実態をあてはめ、その有効性を検証する。

9-3. 結果および考察

9-3-1. リスク評価およびリスク管理の一般モデル

諸外国における環境リスクに関するリスク評価および管理の枠組みが、Jardine ら(2003)の総説に詳しく解説されている。Jardine らは、80以上の諸外国の関係組織が作成した100以上の評価文書をレビューし、諸外国の枠組みの中からアプローチが明確かつ包括的な12の枠組みを選択している。そして、人の健康、環境保全、労働衛生のリスク管理の枠組みにおいて考慮すべき7つの重要な要素として、(1)問題の定式化段階、(2)利害関係者の関与、(3)コミュニケーション、(4)定量的リスク評価要素、(5)繰り返しと評価、(6)十分な情報を得たうえでの意志決定、(7)柔軟性、を提唱している。表9-1に12の枠組みを示す。

表9-1 諸外国におけるリスク管理の枠組み (Jardine et al., 2003)

国	組織等	発表年	評価文書
アメリカ	大統領府・議会諮問委員会	1997	Framework for Environmental Health Risk Management
カナダ	保健福祉省	1990	Health Risk Determination: The Challenge of Health Protection
カナダ	保健省	2000	Health Canada Decision-Making Framework for Identifying, Assessing and Managing Health Risks
カナダ	保健省	1994	Canadian Environmental Protection Act: Human Health Risk Assessment of Priority Substances
カナダ	カナダ規格協会 (CSA)	1997	CSA-Q8550 Risk Management: Guidelines for Decision-Makers
アメリカ	アメリカ研究審議会 (NRC)	1983	Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process
アメリカ	アメリカ研究審議会 (NRC)	1996	Understanding Risk: Informing Decisions in a Democratic Society
オーストラリア	保健審議会	2002	Environmental Health Risk Assessment
カナダ	カナダ環境閣僚会議(CCME)	1996	A Framework for Ecological Risk Assessment
カナダ	環境省	1996	Ecological Risk Assessments of Priority Substances Under the Canadian Environmental Protection Act
アメリカ	環境保護庁	1998	Guidelines for Ecological Risk Assessment
—	Rampal ans Sadhra	1999	Proposed Model for Occupational Health Risk Assessment and Management

表 9-1 の枠組みのうち、生態リスクと労働衛生のリスクを除くと 8 つの枠組みが得られる。その中にはリスク評価またはリスク管理に関する枠組みがそれぞれ 4 つある。これらのリスク管理の枠組みは、アメリカ大統領府・議会諮問委員会(USPCC, 1997)が作成した「Framework for Environmental Health Risk Management」を基礎としている。また、リスク評価に関しては、アメリカ研究審議会(National Research Council: NRC)とアメリカ国立科学アカデミー(U.S. National Academy of Sciences: NAS)が作成した「Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process」(USNRC, 1983)を基礎としている。図 9-1 にアメリカ大統領府・議会諮問委員会が作成したリスク管理の枠組みを示す。この枠組みは、6 段階のプロセスで構成されている。以下にそれぞれのプロセスを概説する。

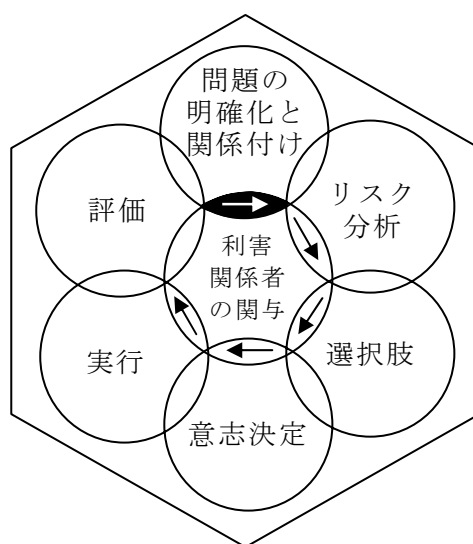


図 9-1 アメリカ大統領府・議会諮問委員会によるリスク管理の枠組み

第1段階：問題の明確化と関係づけ

環境濃度の実態調査、疫学調査、モニタリング、毒性試験、危害情報などのさまざまな情報から問題を明確化する。そして、想定される原因を関係付け、リスク管理の目標を設定する。

第2段階：リスク分析

問題を引き起こしているリスクを分析する。リスク評価から得られた結果に基づきリスクのレベルを判定する。リスクの性質、リスクを受ける集団の大きさ、リスクの科学的根拠、科学的不確実性、想定される有害影響の深刻度合いなどの情報が提供される。

第3段階：選択肢

リスクを削減するための手段を特定する。汚染防止、段階的な削減計画、課税、法規制、教育計画、自主的な行動による新市場の確立など、さまざまな手段が検討される。リスク削減に対してより効果的な手段が選択される。公衆衛生、経済、技術、社会、政治面の影響が考慮される。費用効果分析、費用便益分析、決定分析などの手法も必要に応じて使用される。

第4段階：意志決定

実行可能性のあるリスク管理の選択肢の中から選択すべき手段を決定する。行政機関の規制当局者など、問題の管理に責任を有するものが一般に決定するが、さまざまな利害関係者の意見も考慮される。

第5段階：行動

前段階の決定を実行する。利用可能な新しい情報を取り入れる柔軟性が求められる。

第6段階：評価

意志決定を実行した後にその結果を評価する。モニタリング、環境濃度や病状の実態調査、経済効果、利害関係者との討論の結果などを精査する。

1983年にアメリカ研究審議会が作成したリスク評価の枠組みは、欧米諸国のリスク評価のモデルとなっている。アメリカ環境保護庁がこの枠組み採用し、欧州共同体委員会(CEC)の委員会指令 93/67/EEC (CSC, 1993)で参考にされている。室内空気汚染物質のリスク評価に関しては、欧州委員会共同研究センター(Joint Research Center: JRC)の研究プロジェクトである欧州共同研究 (European Collaborative Action: ECA)が報告書を公表している(ECA, 2000)。この報告書で明記されているリスク評価の枠組みは、委員会指令 93/67/EEC (CEC, 1993)を採用している。つまり、その根源はアメリカ研究審議会によるリスク評価の枠組みである。表 9-2 に欧米のリスク評価の枠組みを示す。また、図 9-2 にアメリカ研究審議会が提唱しているリスク評価の手順とリスク管理との関係を示す。

表 9-2 欧米のリスク評価の枠組み (ECA, 2000)

	委員会指令 93/67/EEC	NAS/NRC 1983
有害性の同定	物質固有の有害影響の同定	人の健康に対する化学的な有害影響の決定
用量／反応評価	用量や曝露レベル／有害影響の発生率や重症度の関係の概算	曝露レベル／有害影響の発生可能性の間の関係の決定
曝露評価	人の曝露量を概算するためのパラメータの決定（排出量、曝露経路、移動率、反応、分解）	曝露の程度の決定
リスクの判定	人の健康に生じる可能性のある有害影響の発生率や重症度の概算	不確実性を含むリスクの規模と種類の記述

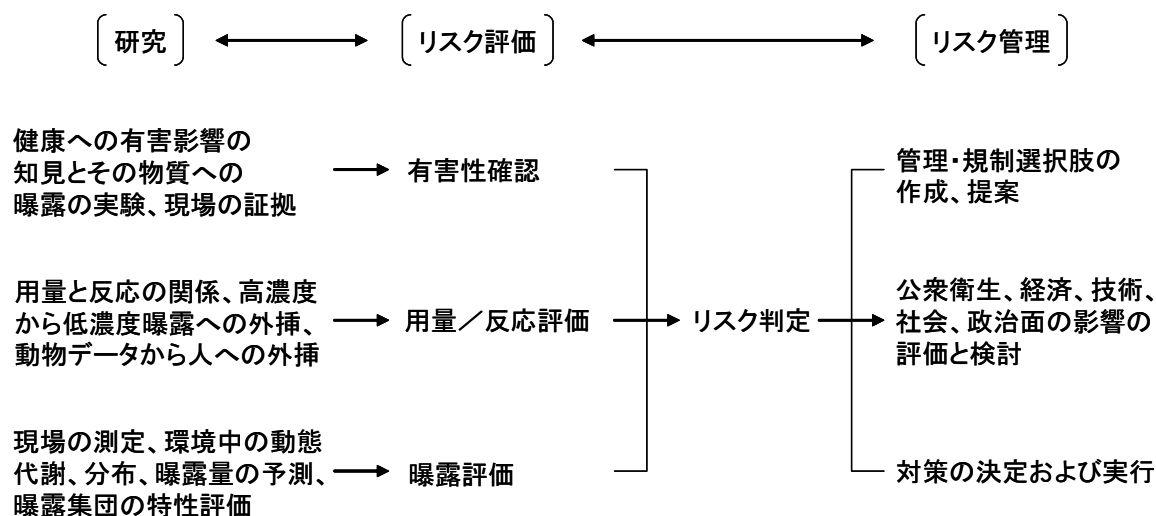


図 9-2 リスク評価の手順とリスク管理との関係

9-3-2. 室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組みの作成

アメリカ研究審議会が作成したリスク評価の枠組みは、本章の枠組みにおいても基礎となる。科学研究の推進と、そこで得られた利用可能な科学的知見をもとにリスク評価を行い、その結果に基づきリスク管理を実施する。同様に、アメリカ大統領府・議会諮問委員会によるリスク管理の枠組みも本章の枠組みの基礎となる。問題の明確化、リスク分析、管理手法の選択肢、意志決定、実行、評価と修正の一連の流れに基づきリスクを削減していく。また、そのプロセス全てに利害関係者が関与し、リスクコミュニケーションを実施する。

居住環境における室内空気汚染の特徴は、第1章で述べたように、生物因子、化学因子、物理因子など、さまざまな因子が室内空気質に影響することである。そして、第3章で明らかにしたように、これらの因子には、建築設計や建材だけでなく、周辺環境や住まい方が大きく関わることである。長期間曝露の毒性に関する十分な科学的知見が存在し、定量的なリスク評価が可能な室内空気汚染物質は、一部の化学物質に限られている。また、そのような化学物質であっても、子どもやアレルギー性疾患を有する人々など、外的要因に対して感受性の高い人々に対する毒性影響の知見は十分とは言えない。

リスク評価を実施する段階において最も重要なことは、科学的知見の確認である。そして、その知見に基づきリスクスクリーニングを実施する。慢性毒性に関する用量／反応データが存在する室内空気汚染物質は、室内濃度の実態調査データから定量的リスクランキングによるリスクスクリーニングを実施し、その結果に基づきリスクの大きさを判定することが可能である。本論の第7章において、日本における室内空気汚染物質のリスクスクリーニングを実施し、そ

の大きさを判定した。第7章で開発したリスクスクリーニングスキームは、定量的リスクランキングスキームであり、本章の枠組みに有効に活用することができる。一方、慢性毒性に関する用量／反応データなどの科学的知見が十分に存在しない、あるいは測定方法が確立されていないため曝露量が把握できないなどの理由により、定量的リスクランキングを実施できない室内空気汚染物質は、現存する利用可能なあらゆる科学的知見に基づきリスクの大きさを判断しなければならない。しかし、定量的なリスクを算出することはできない。そこで、本章の枠組みでは、定性的リスクランキングスキームを開発し、導入した。このスキームにより、定量的なリスクが算出不可能な室内空気汚染物質のリスクを定性的にランキングし、居住者の健康影響の深刻さを判断することを可能とする。ただし、定性的リスクランキング結果は、高い不確実性が伴う。そこで、このような科学的知見の不足に対応するために、科学研究を推進し、その知見の収集に努めなければならない。以上の見地に基づき、本章における室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組みを図9-3に示した。

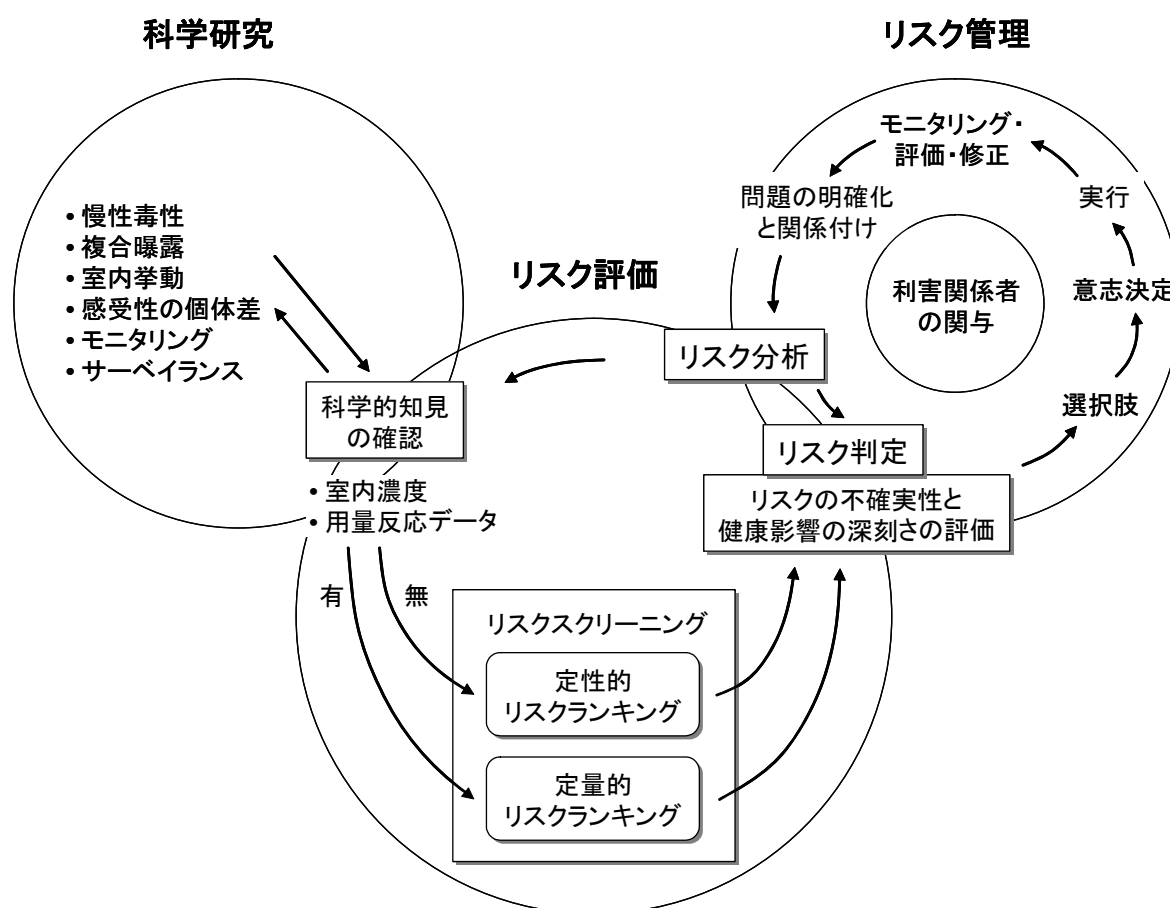


図9-3 室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組み

図 9-3 の枠組みにおいて、リスクの不確実性と健康影響の深刻さの評価は、リスク管理の選択肢を検討するうえで重要な判断材料となる。本論の第 8 章で示した室内空気汚染物質によるリスクの不確実性と健康影響の深刻さに応じた対応範囲は、その基礎とすることができる。また、本章の冒頭で述べたように、良質な室内空気質を保持増進するための取り組みは、法的対応、誘導的対応、予防的対応の 3 つに分類することができる。これらの対応は、室内空気汚染物質によるリスクの大きさと健康影響の深刻さ、リスクに関する不確実性の度合いに応じて選択される。以上の結果に基づき、リスクの不確実性と健康影響の深刻さ評価するための評価図を作成した。作成した評価図を図 9-4 に示す。

健康影響	リスク管理における選択肢の範囲	
深刻	法的対応 禁止、使用制限、 排出基準値 定量判定 A	予防的対応 合理的に達成可能な限り 低く (ALARA) 定性判定 A
	誘導的対応 指針値 ラベリング 定量判定 B	サーベイランス 定性判定 B
中程度		
軽微	ファクトシート 定量判定 C	非対応 静観 定性判定 C
	低	高
	不確実性	

* 定量判定 A,B,C は定量的リスクランキングの判定結果
定性判定 A,B,C は定性的リスクランキングの判定結果

図 9-4 リスクの不確実性と健康影響の深刻さの評価図

リスクスクリーニングの結果、リスクの判定が得られた室内空気汚染物質は、その結果に基づき図 9-4 の評価図にあてはめることができる。定量的リスクランキングによる定量判定が得られた場合は、科学的な不確実性が低いと判断する。ただし、有害性データに高い不確実性が認められると判断された場合には、科学的な不確実性が高いと判断する場合もあり得る。定性的リスクランキングによる定性判定が得られた場合は、科学的な不確実性が高いと判断する。定性的リスクランキング結果は、用量／反応評価および曝露評価に基づいたリスクを表しているも

のではないため、高い不確実性を有している。これらの評価は、専門家および利害関係者とのコミュニケーションにより最終的に判断されるべきものとする。

9-3-3. リスク管理におけるリスク削減措置とその評価手法 —経済学的手法の意義と課題—

図 9-4 の評価図によって、リスクの不確実性と健康影響の深刻さを評価した結果、法的対応等のリスク削減措置が必要と判断された場合、その削減措置についてさらなる検討を実施しなければならない。使用を禁止する、使用制限を実施する、排出基準値の設定等のリスク削減措置を行うにあたっては、最も社会経済的に効率的な措置を選択することが好ましい。そこで経済学では、リスク管理のツールとして、費用効果分析 (cost effectiveness analysis) と費用便益分析 (cost benefit analysis) が主に検討されている(岸本, 2001)。そこで、リスク削減措置の評価手法の1つである経済学的手法の意義と課題について以下に考察を行った。

費用効果分析は、同じ費用が掛かるならば、より効果の大きい措置が好ましい、あるいは同じ効果が得られるならば、より安価な措置が好ましいという考え方である。つまり、相対的な効率性を表している。費用効果分析では、いくつかの措置それぞれに応じて「費用(Cost)÷効果(Effectiveness)」(以下、C/E)を算出し、この数字の最も小さい措置が社会経済的に効率的であると判断する。一方、費用便益分析は、リスク削減で得られる効果を金銭の単位で表し「便益」としたうえで、リスク削減に掛かる「費用」と比較する方法である。費用便益分析では、ある措置について「便益(Benefit)－費用(Cost)=純便益(net benefit)」(以下、B-C)を算出し、この数値がプラスならばその措置は有益である、マイナスならば無益であると判断する。つまり、絶対的な効率性を表している。

費用効果分析は、定性的な手法であり、それぞれの措置間を比較するには有効ではあるが、それぞれの措置が効果的であるかどうかを判断することはできない。費用便益分析は、純便益の大きさによってそれぞれの措置間を比較して優先付けができるだけでなく、それぞれの措置の絶対的な有効性が判断できる。このようにそれぞれの分析手法の概念を捉えたと、費用便益分析の方が優れている。しかしながら、現実には化学物質のリスク削減措置を費用便益分析で評価する場合、「便益」を計算するためには、使用禁止、使用制限、排出削減等のリスク削減措置によって、人の健康影響をどれほど削減でき、それを金銭的な価値にするとどれくらいに相当するか、といった定量的なデータを算出する必要がある。経済学では、リスク削減の便益について、リスク削減に対して人々が支払ってもよいと考える金額を支払意志額 (willingness to pay: WTP) として計測し、費用便益分析を環境政策の分野で利用できるよう発達させてきた。WTP の計測法としては、リスク削減措置を提示して直接計測する「質問法」や、職業リスクの大きさと賃金の高さとの関係から計測する「賃金リスク法」がある。また、医療費の削減、賃金等の労務費の回復、労働生産性の向上等の費用を概算して便益を金銭的に表す方法もある。

これまで我が国において、化学物質のリスク削減に対する費用便益分析がいくつか試みられてきた。岡(2002)は、有害化学物質の健康影響を損失余命で表し、有害化学物質の規制によっ

て損失余命 1 年当たりの削減費用を分析し、余命を 1 年延ばすことに対する一般住民の WTP を計測する方法で、7 つの事例に対する費用便益分析を行った。その結果、最も確からしいと思われる WTP と費用を比較した結果、社会経済的に効率的であったとされる事例は、わずか 1 例であったと報告している。

渡辺ら(2004)は、東京における粒子状物質規制の費用便益分析を試みた。東京都 23 区の大気汚染防止プログラムの便益を評価するために、WTP、疾病に掛かる費用、賃金を失う機会の費用を便益として計測している。しかしながら、データの偏りやさまざまな仮定のため、感度分析によって最も適当と考えられる便益の評価額に対して、4 分の 3 から 4 倍ほどの幅があった。特に、生態系や生産性への影響など、定量化不可能な便益を考慮すると、便益を過小評価してしまう可能性を指摘している。粒子状物質の規制措置に掛かる費用は、産業や自動車の所有者に汚染規制措置を課すことによる直接費用、大気汚染改善のための政府機関の諸経費等の合計額で評価されている。費用計算においても、便益と同様にデータの偏りや仮定によって増減幅がある。結果的に、最も確からしい便益と費用の比は 29 対 1 となり、社会経済的に非常に効率的であったと結論している。

以上のように、費用便益分析は、データの偏りや仮定によりその分析結果に大きな幅が生じる。しかしながら、規制措置等の政策評価を行うにあたり、定量的な評価が可能となる。また、岡(2002)の分析においても、渡辺ら(2004)のように、WTP 以外の便益を考慮すれば、社会経済的に効率的であった事例はさらに増えたかもしれない。このような現状を鑑みれば、費用便益分析には、どこまで便益を捉えるか、あるいは費用と捉えるかについて、今後検討すべき課題がある。また、データの偏りや仮定によって生じる結果の幅をどれほど考慮するかも重要であろう。

健康であることは、誰しもが望むことであり、平均的な分析結果のみで判断できるものではない。特に、居住環境は、居住者のプライベートな環境であるがゆえに、さまざまな個人の価値観をリスク管理で考慮しなければならない。いくら費用がかかっても、また、不便な生活を強いられることになったとしても、室内空気中の化学物質濃度を極限まで下げる規制措置を望む居住者もいるであろう。また、多少なりとも室内空気汚染物質の濃度が高くても、費用が安価であること、あるいは利便性を重視する居住者もいるであろう。そのような価値観の違いを費用便益分析でどれほど考慮できるかが重要である。そのあたりは、リスクコミュニケーションによって、居住者の価値観に配慮したリスク管理措置を選択すべきであろう。経済学的手法には、まだまだ課題はある。どこまで分析範囲を拡大し、より現実に即した結果を得るか、また、その結果に偏りや仮定による幅、さらには居住者による価値観の違いがあったとしても、利害関係者とのリスクコミュニケーションによって、社会的に可能な限り合意されたリスク削減措置を選択できるかが、今後の重要課題である。

9-3-4. 定性的リスクランキングスキーム (Qualitative risk ranking scheme) の開発

既往の文献等において、化学物質の定性的リスクランキングスキームに関する研究はほとんどみあたらない。英国バース大学 Department of Biology and Biochemistry の Jewell (1998) が有害化学物質使用時のリスクの格付けを行っている。1994 年の化学物質危険有害性表示規則 (CHIP: [Chemicals [Hazard Information and Packaging for Supply] Regulations) の有害性分類に基づいた有害性の格付けと、使用量・揮発性・排出による危害の可能性から求めた曝露量の格付けをもとに、化学物質のリスクの格付けを行っている。松浦(2001)が企業の商品開発における有害性リスク評価システムを開発している。このシステムは、商品が市場に出回った際の安全性を設計段階で評価することを目的としている。毒性の程度に基づいた有害性の強さの格付けと、除害程度に基づいた曝露量の格付けを行い、これらの結果をもとにリスクの格付けを行っている。

本章の室内空気汚染物質に関する定性的リスクランキングスキームは、これらのシステムと同様に有害性のランキングと曝露量のランキングを行い、これらの結果に基づき定性的なリスクのランキングを行うスキームとした。図 9-5 に定性的リスクランキングスキームを示す。室内空気汚染物質は、揮発して空気中にガス状で存在する物質と、粒子状の物質が空気中に浮遊している場合に大別される。これらの物質の室内空気中への放散挙動は異なる。そこで曝露量のランキングは、ガス状物質と粒子状物質に分けて評価することとした。以下、有害性、曝露量および定性的リスクのランキングの概要を述べる。

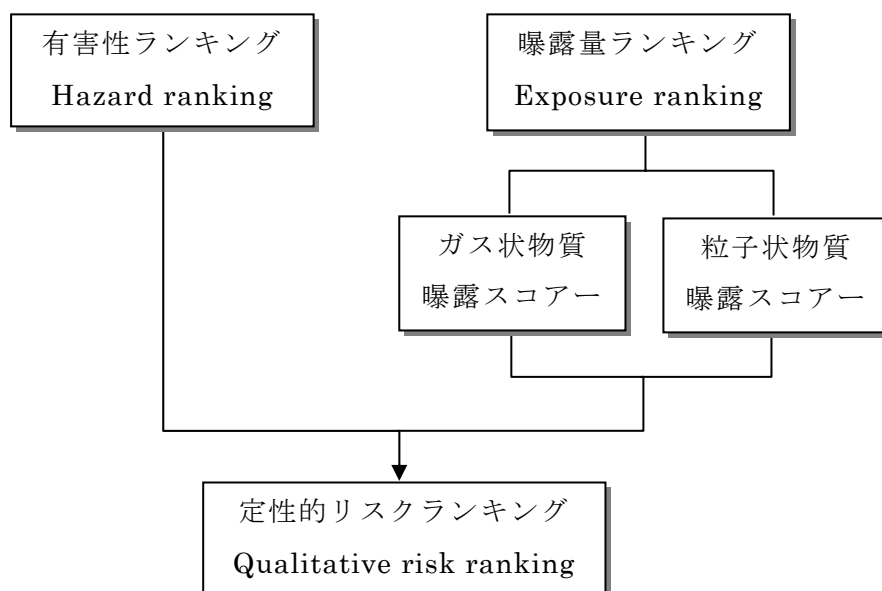


図 9-5 定性的リスクランキングスキーム

1) 有害性ランキング (Hazard ranking)

有害性のランキングに限定した研究報告はいくつかある。Elves ら(1997)は、LD₅₀ や LC₅₀ 等の急性毒性、発がん性、催奇形性、遺伝毒性、神経毒性、TLVs 等の曝露限界値を評価項目としたランキングを行っている。Schmidt-Bleek ら(1982)は、急性毒性、変異原性、感作性、使用形態、生体蓄積性 (P_{ow})、蒸気圧、水溶性、残留性などの指標を評価項目としている。Jewell (1998)の格付けは、英国 CHIP 規則の有害性分類に基づいている。松浦(2001)の格付けは、慢性毒性の程度に基づいているとされているが、詳細は明らかにされていない。本章の有害性ランキングは、定量的リスクランキングで評価できない室内空気汚染物質を対象とする。そのため、より多くの物質の有害性が系統的に整理されているデータベースを用いる必要がある。よって、より多くの専門家によって議論され、科学的信頼性が高いと思われる、国際がん研究機関(International Agency for Research on Cancer: IARC)による発がん性分類(IARC, 2004)と、欧州連合(European Union: EU)による有害性分類(EU, 2004)を用いた。EU の有害性分類は、約 5,000 種類の化学物質が分類されており、本論の第7章の定量的なリスクスクリーニングスキームで評価できなかった多くの化学物質をランキングすることが可能である。蒸気圧や使用形態などの室内空気への放散に関わる評価項目は、有害性のランキングで考慮すべきものではないため、曝露量のランキングで考慮した。

有害性のランキングは、その程度に応じて 5 段階に分類した。ランキングを行うにあたり、複数の有害性分類を有する場合は、最も有害性が高い分類を選択してランキングを行うこととした。例えばトルエンの場合、IARC Group 3, R63 Cat.3, R48, R38, R67 に分類されている。よって、R63 Cat.3 と R48 から中程度の有害性とランキングする。表 9-3 に有害性ランキング評価表、表 9-4 に IARC および EU の有害性分類を示す。

表 9-3 有害性ランキング評価表

有害性 ランキング	IARC	欧州連合による危険物質の分類・包装・ラベル表示に関する理事会指令67/548/EECの分類							
	発がん性分類	発がん性	生殖毒性	変異原性	感作性	一般毒性	神経毒性	刺激性	腐食性
極めて低い	Group 4								
低い	Group 3					R20, R21, R22 R33, R64, R65 R68	R67	R36, R37 R66, R38	
中程度	Group 2B	R40 Cat.3	R62 Cat.3 R63 Cat.3	R46 Cat.2	R42, R43	R23, R24 R25, R48		R41	R34
高い	Group 2A	R45 Cat.2 R49 Cat.2	R60 Cat.2 R61 Cat.2	R46 Cat.1		R26, R27 R28, R39			R35
極めて高い	Group 1	R45 Cat.1 R49 Cat.1	R60 Cat.1 R61 Cat.1						

表 9-4 IARC および EU の有害性分類

組織	有害性	分類	内容
IARC	発がん性	Group 1	人に対して発がん性を示す
		Group 2A	人に対しておそらく発がん性を示す
		Group 2B	人に対して発がん性を示す可能性がある
		Group 3	人に対する発がん性について分類できない
		Group 4	人に対しておそらく発がん性を示さない
EU	発がん性	R45 Cat.1	人に対して発がん性を示す
		R49 Cat.1	吸入により人に対して発がん性を示す
		R45 Cat.2	人に対しておそらく発がん性を示す
		R49 Cat.2	吸入により人に対しておそらく発がん性を示す
		R40 Cat.3	発がん性を示す証拠は限定的である
	生殖毒性	R60 Cat.1	人に対して生殖・発達毒性を示す
		R61 Cat.1	胎児に対して有害である
		R60 Cat.2	人に対しておそらく生殖・発達毒性を示す
		R61 Cat.2	胎児に対しておそらく有害である
		R62 Cat.3	人に対して生殖・発達毒性を示す可能性がある
	変異原性	R63 Cat.3	胎児に対して有害である可能性がある
		R46 Cat.1	人に対して変異原性を示す
		R46 Cat.2	人に対しておそらく変異原性を示す
	感作性	R42	吸入により感作を生じる可能性がある
		R43	皮膚に触れると感作を生じる可能性がある
	一般毒性	R20	有害性を示す(気体の吸入, $2 < LC_{50} \leq 20 \text{mg/l/4hr}$, ラット) 有害性を示す(粒子の吸入, $1 < LC_{50} \leq 5 \text{mg/l/4hr}$, ラット)
		R21	有害性を示す(経皮, $400 < LD_{50} \leq 2000 \text{mg/kg}$, ラット)
		R22	有害性を示す(経口, $200 < LD_{50} \leq 2000 \text{mg/kg}$, ラット)
		R23	中程度の毒性を示す(気体の吸入, $0.5 < LC_{50} \leq 2 \text{mg/l/4hr}$, ラット) 中程度の毒性を示す(粒子の吸入, $0.25 < LC_{50} \leq 1 \text{mg/l/4hr}$, ラット)
		R24	中程度の毒性を示す(経皮, $50 < LD_{50} \leq 400 \text{mg/kg}$, ラット)
		R25	中程度の毒性を示す(経口, $25 < LD_{50} \leq 200 \text{mg/kg}$, ラット)
		R26	強い毒性を示す(気体の吸入, $LC_{50} \leq 0.5 \text{mg/l/4hr}$, ラット) 強い毒性を示す(粒子の吸入, $LC_{50} \leq 0.25 \text{mg/l/4hr}$, ラット)
		R27	強い毒性を示す(経皮, $LD_{50} \leq 50 \text{mg/kg}$, ラット)
		R28	強い毒性を示す(経口, $LD_{50} \leq 25 \text{mg/kg}$, ラット)
		R33	蓄積作用を示す可能性がある
		R39	かなり深刻で不可逆的な影響の危険性がある
		R48	長期間曝露により深刻な健康影響の危険性がある
		R64	授乳を通じて乳児に対して有害である可能性がある
		R65	経口摂取で肺損傷を生じる有害性を示す可能性がある
		R68	不可逆的な影響の危険性を示す可能性がある
	神経毒性 刺激性	R67	眠気やめまいを生じる可能性がある
		R36	眼に対する刺激がある
		R37	気道に対する刺激がある
		R38	皮膚への刺激がある
	腐食性	R41	眼に対して重度の損傷を起こす危険性がある
		R66	繰り返しの曝露で皮膚の乾燥や亀裂を生じる可能性がある
		R34	やけどを起こす
		R35	重度のやけど起こす

2) 曝露量ランキング (Exposure ranking)

室内空気汚染物質は、揮発して空気中にガス状で存在する物質と、粒子状の物質が空気中に浮遊している場合に大別される。そこで、これらの室内空気中での放散挙動を考慮する必要がある。同じ温度であれば、蒸気圧が高いほど揮発性が高く、空気中に放散しやすい。また、かさ比重が小さいほど空気中に浮遊しやすい。そこで、ガス状物質に関しては、常温での蒸気圧をランキングの評価項目に、粒子状物質に関しては、かさ比重をランキングの評価項目に取り入れた。ただし、昇華性を有する化学物質や、燻蒸剤に含まれる化学物質は、揮発させることを目的として使用されているため、高揮発性と評価した。また、吹き付けアスベストの劣化から放出されるアスベスト粉塵や浮遊粒子状物質(Suspended Particulate Matter: SPM)のように、かさ比重が不明な場合は、既知の知見に基づき、その浮遊性で判断することとした。ただし、いずれの場合も、有害性の低い塵や埃に吸着して室内空気中で検出される場合がある。しかし、このような吸着挙動に関しては十分解明されていないため、本章のスキームでは考慮しなかった。

他の評価項目としては、含有量、居住環境での使用度合い、室内空気への接触度合いを取り入れた。そして、それぞれの評価項目の度合いに応じてスコア付けを行った。表 9-5 にガス状物質の曝露量スコア表、表 9-6 に粒子状物質の曝露量スコア表を示す。各評価項目の評価基準と具体例を表 9-7 に示した。この表の評価基準と具体例は、拙著「建築に使用される化学物質事典：風土社 2006 年 5 月刊行」を参考とした。最終的に、それぞれの評価項目のスコアを乗じて曝露量のランキングを行う。表 9-8 に曝露量ランキング評価表を示す。

表 9-5 ガス状物質の曝露量スコア表

評価項目	スコア			
	0	1	10	100
a 居住環境での使用度合い	使用場所が見あたらない	使用量・面積はごくわずか	部分的に使用	大面積、大容量で使用
b 含有量		< 1%	1 - 10 %	> 10 %
c 揮発性 (25°C蒸気圧)		< 10 Pa	10 - 1,000 Pa	> 1,000 Pa または昇華性物質、 燻蒸剤に含まれる
d 室内空気への接触度合い		直接室内空気中に触れていない	部分的に室内空気中に露出している	ほぼ全体的に室内空気中に露出している

表 9-6 粒子状物質の曝露量スコアー表

評価項目	スコアー			
	0	1	10	100
a 居住環境での使用度合い	使用場所が見あたらない	使用量・面積が少ない	部分的な使用	大面積、大容量で使用
b 含有量		< 1%	1 - 10 %	> 10 %
c 浮遊性、かさ比重		浮遊しない または > 1.0	浮遊しやすい または 0.5 - 1.0	かなり浮遊しやすい または < 0.5
d 室内空気への接触度合い		直接室内空気中に触れていない	部分的に室内空気中に露出している	ほぼ全体的に室内空気中に露出している

表 9-7 各評価項目の評価基準と具体例

評価項目	スコアー	評価レベル	評価基準	具体例
居住環境での使用度合い	100	大面積、大容量で使用	・ローディングファクター ^{注1)} : 0.2以上 ・空気質の調整目的で使用される	床材や床用接着剤に使用 壁材や壁用塗料に使用 大型家具や建具に使用 芳香剤、エアコン、暖房器具、燻蒸剤、蚊取り線香
	10	部分的に使用	・ローディングファクター: 0.05 - 0.2未満	噴霧剤を室内に散布 小型家具や建具等に使用 部分的にカーペットを設置 防虫剤
	1	使用量・面積はごくわずか	・ローディングファクター: 0.05未満	隙間の目地材、コーキング剤
	0	使用場所がみあたらない	・居住環境で検出事例がない	
含有量 ^{注1)}	100	> 10 %	・主成分として使用されている (MSDS ^{注3)} 等参照)	断熱材、防音材、軟質塩化ビニル樹脂の可塑剤、樹脂の難燃剤
	10	1 - 10 %	・補助成分として使用されている (MSDS等参照)	接着剤や塗料の溶剤
	1	< 1%	・添加剤として使用されている (MSDS等参照)	接着剤や塗料の添加剤、触媒、不純物
室内空気への接触度合い	100	ほぼ全体的に室内空気中に触れている	・室内の内装材に使用されている ・室内に設置されている ・室内で使用されている	床・壁材・家具の素材・接着剤・表面仕上げ剤・ワックス・塗料・防かび剤・殺菌剤、絨毯やカーテンの素材、調度品、エアコン、暖房器具、調理、芳香剤、消臭剤、防虫剤、たばこの煙
	10	部分的に室内空気中に触れている	・部屋の隅の隙間から室内へ進入する可能性がある ・屋外から進入する可能性がある	壁間や天井裏の断熱材、床下のシロアリ防除剤、大気汚染、屋外での農薬散布、周辺工場や焼却場の煤煙
	1	直接室内空気中に触れていない	・固体中に注入あるいは練り込まれている	ゴムの添加剤、プラスチックの添加剤、注入型木材防腐剤、体温計の水銀

注記

1) ローディングファクター: 設置面積 (m²) / 空間容積 (m³)2) 部材表面に使用される塗料、ワックス、インキ等は乾燥後1%未満になっているためスコアーを1とする
部材間に使用される接着剤は乾燥に時間がかかるため10%以上の含有量の場合はスコアーを10とする

3) Material Safety Data Sheet: 製品安全データシート

表 9-8 曝露量ランキング評価表

$a * b * c * d =$	曝露量ランキング
0～1	極めて少ない
10～100	わずか
1,000～10,000	少ない
100,000～1,000,000	中程度
10,000,000～100,000,000	多い

3) 定性的リスクランキング (Qualitative risk ranking)

有害性ランキングおよび曝露量ランキングをもとに定性的リスクランキングを行い、リスクを判定する。表 9-9 に定性的リスク判定表を示す。判定 A の物質は、リスクが高く対策が必要と想定されるが、健康影響の指標となる濃度が算出できないため、合理的に達成可能な限り低い (As Low As Reasonably Achievable) 濃度を目標とした予防的対応をとる。判定 B の物質は、リスクが中程度と想定されるため、サーベイランスによる室内濃度や毒性影響等に関する継続的な調査を行う。判定 C の物質は、リスクが低いと想定されるため、対応は実施せず静観とする。

表 9-9 定性的リスク判定表

有害性の ランキング	曝露量のランキング				
	極めて少ない	わずか	少ない	中程度	多い
極めて低い	C	C	C	C	C
低い	C	C	C	C	C
中程度	C	C	C	C	B
高い	C	C	B	B	A
極めて高い	C	B	B	A	A

A: 実行可能な限り低く B: サーベイランス C: 静観

4) 定性的リスクランキングスキームの有効性の検証

本章で作成した定性的リスクランキングスキームの有効性を検証した。その方法は、本論の第7章で実施した定量的なリスクランキングの結果を利用した。ここでは 93 物質のリスク判定結果が得られている。そこで、これらの物質のうち、既往の文献等の情報に基づき曝露量のランキングが実施可能な化学物質を選定した。曝露量のランキングに必要な情報のうち、蒸気

庄は、米国のシラキュース調査会社 (Syracuse Research Corporation: SRC, 2005) のデータベースを利用した。居住環境での使用度合いと室内空気への接触度合いは、製品の用途がわかれば推測できる。よって、製品の用途と製品中の含有量に関する情報を主に調査した。調査結果を表 9-10、表 9-11 に示す。合計 24 物質の情報を得た。これらの調査結果が得られた化学物質について、定性的リスクランキングを実施し、第 7 章の定量的リスクランキング結果と対比した。その際、定量的リスクランキング結果と定性的リスクランキング結果のリスク判定の一致率が最も高くなるよう感度解析を実施し、表 9-3, 表 9-5, 表 9-6, 表 9-7, 表 9-8, 表 9-9 の内容を調整した。これらの表は、すでに調整後の内容が反映されている。

感度解析の結果、最も一致率が高かった解析結果を表 9-12 に示す。表 9-12 から明らかなように、24 物質のうち 16 物質（一致率 66.7%）が定量的リスクランキングの判定結果と定性的リスクランキングの判定結果が同じであった。また、それぞれの判定結果が異なっている場合、その差は 1 段階であり、2 段階（例えば A と C）まで異なるものはなかった。定性的リスクランキングスキームには定性的な評価項目が含まれているため、定量的リスクランキング結果よりも高い不確実性が存在する。しかし、今後の対応を検討するうえで、リスクの程度を表すことは十分可能であると考えられる。よって、本章で開発した定性的リスクランキングスキームは、本章で提唱している室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組みの中では有効に利用可能と判断した。

表 9-10 化学物質の用途と含有量

化学物質	用途と含有量に関する情報
アセトアルデヒド	合板用水性形接着剤 0.0007% (斉藤ら, 2005)
アセトン	内装用接着剤 10%未満 (コニシ, 2005a, 2005b)
エタノール	内装用下塗り塗料 60~70% (東日本塗料, 2003b)
エチルベンゼン	床用塗料 13% (水谷ペイント, 2003a)
	内装用塩化ビニル樹脂塗料 3.5% (東日本塗料, 2002b)
	内装塗料用下塗り剤 9.5% (東日本塗料, 2000)
キシレン	木部用クリアー塗料 0~14.1% (関西ペイント株式会社, 2005)
	シーリング剤用下塗り剤 9% (サンスター技研, 2003c)
	内装用塩化ビニル樹脂塗料 3.5% (東日本塗料, 2002b)
クロルピリホス	シロアリ防除剤: 主剤クロルピリホス (吉田ら, 2004)
酢酸エチル	シーリング剤用下塗り剤 50~60% (サンスター技研, 2004a, 2004b)
	内装塗料用下塗り剤 15% (東日本塗料, 2000)
	内装用接着剤 20%未満 (コニシ, 2005a, 2005b)
酢酸ビニル	合板用水性形接着剤 0.002% (斉藤ら, 2005)
	内装用塩化ビニル樹脂塗料 1.8% (東日本塗料, 2002b)
	内装塗料用下塗り剤 1.1% (東日本塗料, 2000)

表 9-11 化学物質の用途と含有量ー続きー

化学物質	用途と含有量に関する情報
酢酸-n-ブチル	シーリング剤用下塗り剤 5～15% (サンスター技研, 2003c) 木部床用塗料 20～25% (東日本塗料, 2003a)
シクロヘキサン	内装用接着剤 40%未満 (コニシ, 2005a) 内装用接着剤 20%未満 (コニシ, 2005b)
1,4-ジクロロベンゼン	引き出し、衣装ケース用防虫剤の主剤 (東京都, 2002)
スチレン	断熱用発泡ポリスチレン 0.1% (勝山ら, 2004)
トルエン	床フローリング用接着剤 7.5～10.0% (塩尻市教育委員会, 2002) 床塩ビシート用接着剤 3.8% (塩尻市教育委員会, 2002) 木部用クリアー塗料 0～35.4% (関西ペイント株式会社, 2005) シーリング剤用下塗り剤 53% (サンスター技研, 2003c) 内装用塩化ビニル樹脂塗料 23.6% (東日本塗料, 2002b)
ナフタレン	防虫剤の主剤 (日本中毒情報センター, 2005)
1-ブタノール	シーリング剤用下塗り剤 5～15% (サンスター技研, 2003a)
フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	塩ビ長尺床材 21% (日東紡績, 2004) 床用塗料 10～20% (水谷ペイント, 2004) 内装用塩化ビニル樹脂塗料 3% (東日本塗料, 2002b)
2-プロパノール	床用塗料 10～20% (水谷ペイント, 2003b) 木部用酒精塗料 20～30% (東日本塗料, 2002a)
n-ヘキサン	天井断熱材料接着剤 60～70% (井上, 2005) シーリング剤用下塗り剤 85～95% (サンスター技研, 2003b)
ベンゼン	シーリング剤用下塗り剤 0.2% (サンスター技研, 2003a)
ベンゾ(a)ピレン	自動車排気ガスの粒子状物質中にベンゾ(a)ピレンを含む多環芳香族炭化水素類が 0.5～0.7% (泉川ら, 1997; Dubowsky et al., 1999; 環境省, 2002) 紙巻きたばこの副流煙 68～136ng/本 (厚生労働省, 2005) ハウスダスト 0.000097% (Lewis et al., 1999)
ホルムアルデヒド	パーティクルボード 0.03～0.3% (Neusser, 1968) 合板のユリア樹脂形接着剤 2.5～3.6% (堀岡ら, 1957) 合板用水性形接着剤 0.0017% (斉藤ら, 2005) メラミン樹脂系塗料 0.1～0.4% (寺尾ら, 2003)
メタノール	天井断熱材料接着剤 30～40% (井上, 2005) ビニル床用接着剤 35～45% (井上, 2005) 木部用酒精塗料 20～30% (東日本塗料, 2002a)
メチルイソブチルケトン	内装塗料用下塗り剤 10% (東日本塗料, 2000)
メチルエチルケトン	内装用接着剤 4%未満 (コニシ, 2004)

表 9-12 定性的リスクランキンング結果と定量的リスクランキンング結果の対比

化学物質	CAS No.	定量的リスクランキンング結果				定性的リスクランキンング結果							リスク判定	用途
		室内濃度 μg/m ³		リスク判定	25℃蒸気圧 (Pa)	揮発性 スコア	かさ比重 または 浮遊性	浮遊性 スコア	居住環境 の使用度 合いの スコア	含有量 スコア	室内空気 への接触 度合いの スコア	総スコア	曝露量 ランキンング	有害性 ランキンング
		平均値	95パーセンタイル											
ホルムアルデヒド	50-00-0	46.910		A	518.615	100			100	1	100	1,000,000	中	極高
ナフタレン	91-20-3	2.078	8.896	B	11 昇華性	100			10	100	100	10,000,000	多	中
1,4-ジクロロベンゼン	106-46-7	114.149	318.989	A	232 昇華性	100			10	100	100	10,000,000	多	中
アセトアルデヒド	75-07-0	25.140		B	120.255	100			100	1	100	1,000,000	中	中
キシレン	1330-20-7	24.888	60.831	B	1,065	100			100	1	100	1,000,000	中	低
ベンゼン	71-43-2	4.554	7.125	A	1,065	100			10	1	100	100,000	中	低
トルエン	108-88-3	80.443	140.432	B	12.639	100			10	10	100	100,000	多	極高
					3,786	100			100	10	100	10,000,000	中	中
					3,786	100			10	1	100	1,000,000	中	中
n-ヘキサン	110-54-3	6.619	13.076	C	20.131	100			10	10	100	10,000,000	多	中
エチルベンゼン	100-41-4	17.977	35.139	C	20.131	100			10	1	100	100,000	中	中
スチレン	100-42-5	4.683	13.069	C	1,280	100			100	1	100	1,000,000	中	中
クロルピリホス	2921-88-2	0.014	0.123	B	853	10			100	100	10	10,000	少	中
ベンゾ(a)ピレン	50-32-8	0.001		A	2.7×10^{-3} 7.3×10^{-7}	1	SPM	100	1	1	10	1,000	少	高
						1	SPM	100	10	1	10	10,000	少	高
							あり	100	100	1	100	1,000,000	中	高
酢酸ビニル	108-05-4	2.964	7.934	C	15.332	100			100	1	100	1,000,000	中	中
					15.332	100			100	1	100	1,000,000	中	中
フタル酸ジ-2-エチル ヘキシル	117-81-7	0.354		C	1.9×10^{-5} 1.9×10^{-5}	1			100	100	100	1,000,000	中	高
エタノール	64-17-5	202.814	1256.438	C	7,906	100			100	1	100	1,000,000	中	極低
1-ブタノール	71-36-3	4.841	6.178	C	893	10			10	1	100	10,000	少	低
酢酸-n-ブチル	123-86-4	9.004	22.5	C	1,533	100			10	1	100	100,000	中	低
					1,533	100			100	1	100	1,000,000	中	低
アセトン	67-64-1	27.706	61.654	C	30,930	100			100	10	100	10,000,000	多	低
シクロヘキサン	110-82-7	1.975	6.889	C	12,919	100			100	10	100	10,000,000	多	低
メチルイソブチルケトン	108-10-1	4.519	11.972	C	2,653	100			100	1	100	1,000,000	中	低
2-プロパノール	67-63-0	2.639	10.539	C	6,053	100			100	1	100	1,000,000	中	低
メチルエチルケトン	78-93-3	8.252	18.075	C	12,079	100			100	1	100	1,000,000	中	低
酢酸エチル	141-78-6	9.260	29.770	C	12,425	100			10	1	100	100,000	中	低
					12,425	100			100	1	100	1,000,000	中	低
					12,425	100			100	10	100	10,000,000	多	低
メタノール	67-56-1	1.122	6.555	C	16,932	100			100	10	100	10,000,000	多	中
					16,932	100			100	1	100	1,000,000	中	中

9-3-5. 曝露量ランキングと室内濃度の関連性の検討

室内濃度が測定可能ではあるが、慢性毒性等に関する用量／反応データがないため、定量的リスクランキングが不可能な場合がある。この場合、曝露量と曝露量ランキングの関連性を明確に表すことが可能であれば、室内濃度から定性的リスクランキングが可能となる。表 9-12 のデータを用いて曝露量のランキングと室内濃度の関連性を検討した。その結果を図 9-6 に示す。図 9-6 から明らかなように、Spearman の順位相関係数が 0.4 程度と低かった。また、曝露ランキングが「多」と「中」との判別が困難であった。よって、曝露量ランキングに室内濃度の範囲を関連づけることは困難であると判断した。定性的リスクランキングスキームは、あくまでリスクの程度を判別するためのスキームである。よって、高い不確実性を有している。室内濃度や有害性との関連性を正確に把握するためのものではない。

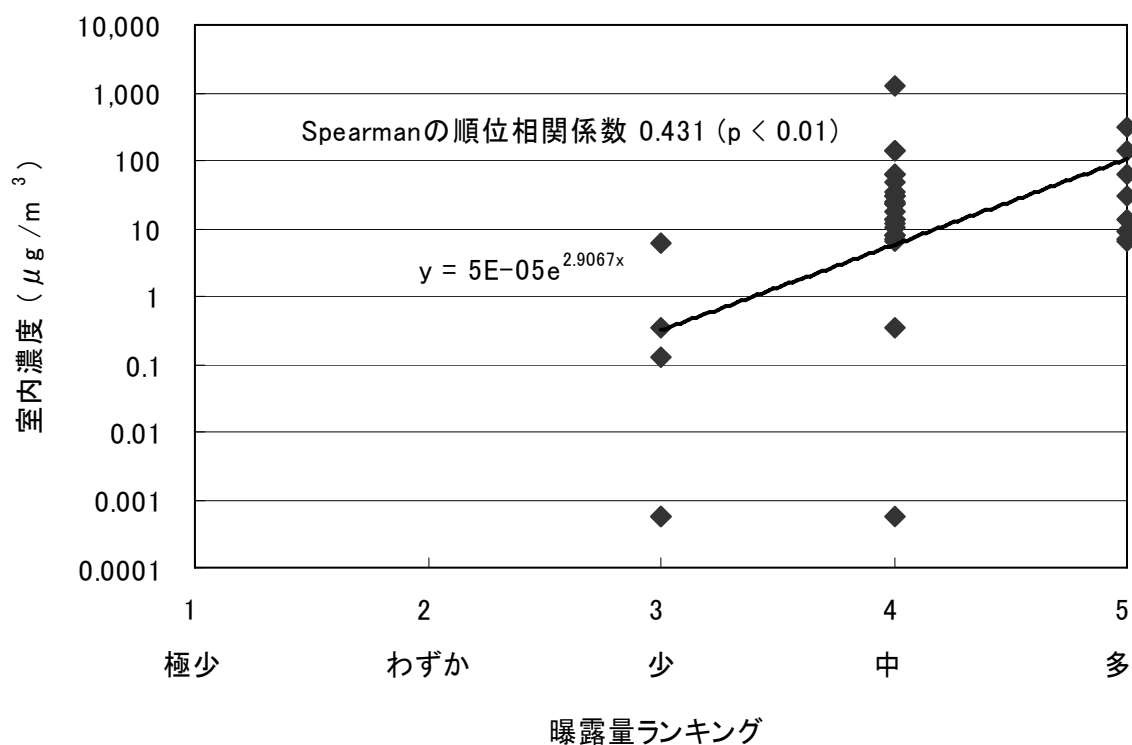


図 9-6 曝露ランキングと室内濃度の関連性

9-3-6. その他の物質の定性的リスクランキング

慢性毒性や亜急性毒性等に関する用量／反応評価が現時点では困難である、あるいは測定方法が確立されていないため曝露量が把握できないなどの理由により定量的リスクランキングが不可能な化学物質のリスクのランキングを行った。ランキングを実施した物質は、建材等で多用されている化学物質を選定した。選定した化学物質及びその用途の一覧を表 9-13 に、定性的リスクランキング結果を表 9-14 に示す。

表 9-13 化学物質の用途と含有量

化学物質	用途と含有量に関する情報
グラスウール	保温版、かさ比重 0.01～0.12 (通商産業省, 1980)
ロックウール	保温版、かさ比重 0.03～0.16 (通商産業省, 1980)
酢酸イソブチル	吹付、かさ比重 0.15～0.25 (通商産業省, 1980)
1-メトキシ-2-アセトキシ プロパン (PGMEA)	内装用塩化ビニル樹脂塗料 1～10% (東日本塗料, 2002b)
	内装塗料用下塗り剤 10% (東日本塗料, 2000)
メチルシクロヘキサン	内装用塩化ビニル樹脂塗料 1～10% (東日本塗料, 2002b)
	木部床用塗料 1～10% (東日本塗料, 2003a)
	内装塗料用下塗り剤 10% (東日本塗料, 2000)
ミネラルスピリット	木部床用塗料 25～35% (東日本塗料, 2003a)
トルエンジイソシアネー ト(TDI)	内装用接着剤 15%未満 (コニシ, 2005a)
ヘキサメチレンジイソシ アネート(HDI)	内装用接着剤 20%未満 (コニシ, 2005b)
ジフェニルメタンジイソ シアネート(MDI)	木部床用塗料 30～40% (東日本塗料, 2003c)
	床用塗料 0.1% (東日本塗料, 2004)
	床用塗料 5% (東日本塗料, 2002d)
	床用塗料 0.14% (東日本塗料, 2004)
	根太用接着剤 1.5% (コニシ, 2003)

表 9-14 定性的リスクランキンング結果

化学物質	CAS No.	定性的リスクランキンング結果											
		25℃蒸気圧 (Pa)	揮発性 スコアー	かさ比重 または 浮遊性	浮遊性 スコアー	居住環境 の使用度 合いの スコアー	含有量 スコアー	室内空気 への接触 度合いの スコアー	総スコアー	曝露ラ ンキンング	有害性ラ ンキンング	リスク 判定	用途
グラスウール	-			0.01-0.12	100	100	100	10	10,000,000	多	低	C	保温版
ロックウール	-			0.03-0.25	100	100	100	10	10,000,000	多	低	C	保温版、吹付
酢酸イソブチル	110-19-0	2,373	100			100	1	100	1,000,000	中	低	C	内装用塗料及びその下塗り材
1-メトキシ-2-アセトキシ プロパン	108-65-6	523	10			100	1	100	100,000	中	低	C	内装用塗料及びその下塗り材、床用塗料
メチルシクロヘキサン	108-87-2	6,133	100			100	1	100	1,000,000	中	低	C	床用塗料
ミネラルスピリット	64742-47-8	6,133	100			100	10	100	10,000,000	多	低	C	内装用接着剤
トルエンジイソシアネート	26471-62-5	30-60	10			100	1	100	100,000	中	低	C	木部床用塗料
ヘキサメチレンジイソシ アネート	822-06-0	3	1			100	1	100	10,000	少	高	B	床用塗料
ジフェニルメタンジイソシ アネート	101-68-8	4	1			100	1	100	10,000	少	中	C	床用塗料
		6.7 × 10 ⁻⁴	100			10	10	10	100,000	少	中	C	根太用接着剤

表 9-14 から明らかなように、床用塗料の硬化剤として使用されているトルエンジイソシアネートが、サーベイランスが要求される定性的リスク B に判定された。

9-4. まとめ

本章では、第3章から第8章までの研究で得た知見をもとに、室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組みを検討した。そして、諸外国のリスク評価およびリスク管理の一般モデルの調査結果と合わせ、その枠組みを作成した。また、定性的リスクランキングスキームを開発し、本章の枠組みをより充実したものとした。以下にその概略をまとめる。

- (1) 本章で作成した枠組みの基本的な構成は、リスク管理、リスク評価、科学研究の3つの領域からなる。リスク評価のプロセスにおいて科学的知見を確認し、その知見に基づきリスクスクリーニングを実施する。慢性毒性に関する用量／反応データが存在する室内空気汚染物質は、室内濃度の実態調査データから、第7章で開発した定量的リスクランキングを実施し、その結果に基づきリスクの大きさを判定する。しかし、それが不可能な汚染物質に対しては、定性的リスクランキングスキームでリスクの大きさを判定する。このスキームの導入により、より広範囲の汚染物質に対してリスク評価を可能とした。
- (2) これらのスキームの判定結果は、リスクの不確実性と健康影響の深刻さに基づいた評価図にあてはめ、法的対応、誘導的対応、予防的対応、非対応に分類される。リスクに対する不確実性が高くても、深刻な健康危害が生じる可能性が示唆される場合に対応するため予防的対応を導入した。
- (3) 定性的リスクランキングスキームは、有害性ランキングと曝露量ランキングの2つのスキームで構成される。有害性ランキングスキームは、より多くの汚染物質を評価できるようにするため、欧州連合の有害性データベースと国際がん研究機関の発がん性データベースを利用して作成した。また、曝露量ランキングスキームは、室内空気汚染物質の室内挙動、使用方法、用途を考慮した独自のスキームを開発した。第7章の定量的リスクランキング結果を用いて定性的リスクランキングスキームの有効性を検証した結果、検証可能であった24物質のうち16物質（一致率66.7%）が定量的リスクランキングの判定結果と定性的リスクランキングの判定結果が同じであった。また、それぞれの判定結果が異なっているものの、その差は1段階であり、2段階（例えばAとC）まで異なるものはなかった。定性的リスクランキングスキームには定性的な評価項目が含まれているため、定量的リスクランキング結果よりも高い不確実性が存在する。しかし、今後の対応を検討するうえで、リスクの程度を表すことは十分可能であり、本章で提唱した枠組みの中では有効に利用可能と判断した。
- (4) 慢性毒性や亜急性毒性等に関する用量／反応評価が現時点では困難である、あるいは測定

方法が確立されていないため曝露量が把握できないなどの理由により定量的リスクランキングが不可能な化学物質の定性的なリスクランキングを行った。ランキングを実施した物質は、建材等で多用されている化学物質を選定した。その結果、床用塗料の硬化剤として使用されているトルエンジイソシアネートが、サーベイランスが要求される定性的リスク B に判定された。

参考文献

- 泉川碩雄、星 純也 (1997) 自動車から排出される多環芳香族炭化水素類の環境大気への影響, 東京都環境科学研究所年報, pp. 57-64
- 井上雅雄 (2005) 3.6 接着剤とシックハウス症候群, シックハウス対策の最新動向, NTS, pp. 147
- 岡 敏弘 (2002) 政策評価における費用便益分析の意義と限界, 会計検査研究, No. 25, pp. 31-42
- 勝山泰郎, 斉藤篤志, 熊谷一清, 篠原直秀, 藤井 実, 柳沢幸雄 (2004) 溶媒への溶解による発泡ポリスチレンからの有害物質の放出に関する研究, 室内環境学会誌, 7 (2), pp. 1-6
- 環境省 環境管理局 ディーゼル排気微粒子リスク評価検討会 (2002) ディーゼル排気微粒子リスク評価検討会, 平成 13 年度報告, 平成 14 年 3 月 5 日
- 関西ペイント株式会社 (2005) 環境改善型塗料ガイドブック 2006, 建築用塗料編
- 岸本充夫 (2001) 化学物質のリスク管理手法の新展開, 環境と測定技術, 28 (3), pp. 72-76
- 厚生労働省 健康ネット (2005) たばこと健康, 厚生労働省の最新たばこ情報, accessed 17 December 2005, Available at: <http://www.health-net.or.jp/tobacco/front.html>
- コニシ株式会社 (2003) 製品安全データシート「製品名: ボンド G10Z」2003 年 9 月 20 日作成・改訂
- コニシ株式会社 (2004) 製品安全データシート「製品名: ボンド ニュー E350R (セット) 主剤」2004 年 4 月 27 日作成・改訂
- コニシ株式会社 (2005a) 製品安全データシート「製品名: ボンド G10Z」2005 年 4 月 20 日作成・改訂
- コニシ株式会社 (2005b) 製品安全データシート「製品名: ボンド G77Z」2005 年 4 月 12 日作成・改訂
- 斉藤育江, 大貴 文, 瀬戸 博, 上原眞一, 上村 尚 (2005) 水性形接着剤から放散される化学物質による室内汚染濃度の予測, 室内環境学会誌, 8 (1), pp. 15-26
- サンスター技研株式会社 (2003a) 製品安全データシート「製品名: プライマーSD」2003 年 4 月 1 日改訂
- サンスター技研株式会社 (2003b) 製品安全データシート「製品名: プライマーSD-2」2003 年

4月1日改訂

サンスター技研株式会社 (2003c) 製品安全データシート「製品名：プライマーSS-1」2003年

4月1日改訂

サンスター技研株式会社 (2004a) 製品安全データシート「製品名：プライマーUM-3」2004

年5月21日改訂

サンスター技研株式会社 (2004b) 製品安全データシート「製品名：プライマー, BC-3」2004

年3月9日作成

塩尻市教育委員会 学校教育課 (2002) 塩尻西小学校における揮発性有機化合物の室内濃度に関する考察

通商産業省(1980) 建築材料の断熱性に係る性能値の公表について, 1980年2月29日

寺尾 修, 武石 陸 (2003) 金属焼付用塗料のホルムアルデヒド規制対応およびトルエン・キシレンの削減について, DNT コーティング技報, No. 3, pp. 25-31, October, Available at:

<http://www.dnt.co.jp/japanese/08-00.htm>

東京都生活文化局消費生活部 (2002) 家庭内で使用される化学物質の安全性等に関する調査, 平成13年度委託調査報告書

日東紡績株式会社 (2004) 製品安全データシート「製品名：ニットリウム」2004年5月10日改訂

日本中毒情報センター (2005) 中毒情報データベース, accessed 16 December 2005, Available at: <http://www.j-poison-ic.or.jp/homepage.nsf>

東日本塗料株式会社 (2000) 製品安全データシート「製品名：エクセルプライマー」2000年12月16日作成

東日本塗料株式会社 (2002a) 製品安全データシート「製品名：白レッテル 漂白セラックニス」2002年2月18日作成

東日本塗料株式会社 (2002b) 製品安全データシート「製品名：ビニコート#1000」2002年12月4日作成

東日本塗料株式会社 (2002c) 製品安全データシート「製品名：ネオウレ」2002年2月21日作成

東日本塗料株式会社 (2002d) 製品安全データシート「製品名：フローン速乾 220 A 液」2002年2月28日作成

東日本塗料株式会社 (2003a) 製品安全データシート「製品名：ノンホルムフローア」2003年6月27日制定

東日本塗料株式会社 (2003b) 製品安全データシート「製品名：ホルムストッパー」2003年11月13日制定

東日本塗料株式会社 (2004) 製品安全データシート「製品名：AU コート A 液」2004年4月9日制定

- 堀岡邦典, 野口美保子 (1957) 尿素樹脂接着剤による合板のホルマリン臭について, 木材工業, **12**, pp. 13-16
- 松浦泰三 (2001) 商品開発における有害性リスク評価システム, *TECHNO-COSMOS*, **14**, pp. 73-78
- 水谷ペイント株式会社 (2003a) 化学物質等安全データシート「製品名: ボウジンテックス #5400」2003年7月28日改訂
- 水谷ペイント株式会社 (2003b) 化学物質等安全データシート「製品名: ボウジンテックス プロテクター」2003年7月28日改訂
- 水谷ペイント株式会社 (2004) 化学物質等安全データシート「製品名: ボウジンテックス タフタイトU」2004年4月8日改訂
- 吉田精作, 田口修三, 堀伸二郎 (2004) シロアリ防除剤クロルピリホスと S-421 の処理後約9年間の室内空気中及び精白米中濃度, 室内環境学会誌, **7** (2), pp. 7-16
- 渡辺征夫, 内山巖雄, 村山留美子, Voorhees, A. S., 酒井亮二, 山崎暁子, 石塚智一, 土田昭司, 広瀬弘忠 (2004) 浮遊粒子状物質及び有害大気汚染物質対策の導入における意志決定のための調査研究, 環境保全研究成果集, pp. 3.1-3.39
- Commission of the European Communities (1993) Commission Directive 93/67/EEC of 20 July 1993 laying down principles for assessment of risks to man and the environment of substances notified in accordance with Council Directive 67/548/EEC, *Office Journal of the European Communities*, No. L 227, 8 September
- Dubowsky, S., Wallace, L. and Buckley, T. (1999) The contribution of traffic to indoor concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons, *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, **9** (4), pp. 312-321
- Elves, R., Sweeny, L. and Tomljanovic, C. (1997) Risk Based Tiered Approach (RBTA) for Pollution Prevention, *Drug and Chemical Toxicology*, **20** (4), pp. 401-409
- European Collaborative Action (2000) *Risk Assessment in Relation to Indoor Air Quality, Environment and Quality of Life*, EUR 19529/EN, Report No. 22, European Commission, Joint Research Centre, Environment Institute
- European Union (2004) *Council Directive 67/548/EEC Annex I*, Last updated: 30 April 2004, available at: http://europa.eu.int/comm/environment/dansub/home_en.htm
- International Agency for Research on Cancer (2004) *Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*, Last updated: 22 July 2004, available at: <http://www.iarc.fr/index.html>
- Jardine, C., Hrudey, S., Shortreed, J., Craig, L., Krewski, D., Furgal, C. and McColl, S. (2003) Risk management frameworks for human health and environmental risks, *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, **6**, pp. 569-720

- Jewell, P. (1998) *CHE3.1 Risk rating for use of hazardous chemicals*, Department of Biology and Biochemistry, University of Bath, May, accessed at 11 December 2005, available at: http://internal.bath.ac.uk/bio-sci/bbsafe/che3_1.htm
- Lewis, R., Fortune, C., Willis, R., Camann, D. and Antley, J. (1999) Distribution of Pesticides and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in House Dust as a Function of Particle Size, *Environmental Health Perspectives*, **107** (9), pp. 721-726
- Neusser, V. H. and Zentner, M. (1968) Über die Ursachen und die Beseitigung des Formaldehydgeruches von holzhaltigen Baustoffen, insbesondere von Spanplatten, *Holzforst. Holzverwert*, **20**, pp. 101-112
- Schmidt-Bleek, F., Haberland, W., Klein, A. and Caroli, S. (1982) Steps towards Environmental Hazard Assessment of new Chemicals, *Chemosphere*, **11** (4), pp. 383-415
- Syracuse Research Corporation (2005): *Interactive PhysProp Database Demo*, accessed December 2005, available at: <http://www.syrres.com/esc/physdemo.htm>
- United States National Research Council (1983) *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*, Washington, DC. National Research Council, National Academy of Sciences, National Academy Press
- United States Presidential/Congressional Commission (1997) *Framework for Environmental Health Risk Management*, Final report Vol. 1, Washington DC.

第 10 章

総括

第10章 総括

きれいな水、食物および衣服とともに、健康な居住環境は我々にとって基本的な条件である。古来より我々は、雨風などの自然環境や外敵から隔離して生活するための場所として、健康で安全な居住環境を求めてきた。居住環境は、我々が生きていくうえでの礎であり、生涯をともにする重要な環境である。居住環境が真に居住者の健康を保護するためにも、そこに内在する汚染要因によって居住者の健康に有害な影響を及ぼしてはならない。本論では、居住環境における室内空気汚染物質に焦点をあて、そのリスクを適切に評価および管理するための枠組みを明確にすることを課題とした。そして、本課題の解決に向け、居住環境におけるさまざまな環境因子と健康影響との関連性の実態把握、国内外の室内空気質規制の現状と課題の明確化、リスク評価および管理スキームの研究を実施し、室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組みを検討した。本章では、各課題における研究成果を概説して総括とした。

1. 居住環境因子と健康影響の関連性の実態

居住環境因子には、建物や建材などの建築設計に関わる因子、幹線道路や工場などの周辺環境に関わる因子、防虫剤・芳香剤の使用や部屋の清掃などの居住者の住まい方に関わる因子がある。これらの因子と居住者の健康影響との関連性の実態を把握するために、化学物質による室内空気汚染等が主な原因とされている、いわゆるシックハウス症候群に焦点をあて、環境因子との関連性について、日本で報告されている疫学研究等を詳細な文献調査に基づき解析した。調査にあたっては、いわゆるシックハウス症候群に関する疫学研究だけでなく、居住に由来する症状をシックハウス様症状として調査しているものも含め、包括的にシックハウス様症状として文献調査およびその解析を行った。

解析の結果、室内空気中のさまざまな化学物質がシックハウス様症状に関連していた。そして、幹線道路、工場、産業廃棄物処理場などの周辺環境、内装建材など住宅の建築設計に関わるもの、家具や開放型石油ストーブなど室内に持ち込まれるものが環境因子としてシックハウス様症状に関連していた。また、結露の発生、かびの発生、水漏れの発生、観葉植物の設置、室内で洗濯物を干すなどの湿度指標に関わる項目が環境因子としてシックハウス様症状に関連していた。さらに、十分に換気を行い、室内空気汚染物質を削減することは、シックハウス様症状を軽減する措置として効果的であることが示唆されていた。

以上の結果から、居住地の周辺環境に対する配慮、住宅に使用される建材に対する配慮、室内に持ち込む家具や機器に対する配慮、十分な換気を行うことによって、居住者のリスク要因を減らすことができることを明らかにした。例えば、幹線道路や産業廃棄物処理場の近くに居住しない、化学物質の放散量を低減した建材や家具を使用する、機械換気設備等の設置により室内空気汚染を削減する、開放燃焼型石油ストーブなど室内空気を汚染する可能性のあるもの

を室内に持ち込まない、室内で洗濯物を乾かさない、通風や換気等により室内の湿気を抑制する、といった建築設計や住まい方が居住者の健康を保持増進するうえで効果的であると考えられる。

周辺環境の影響については、第7章で日本における室内空気汚染化学物質のリスクスクリーニングを実施した。その結果、ベンゼンやベンゾ-*a*-ピレンなど、外気汚染のリスクが高く、室内空気もその影響を受けてリスクが高い室内空気汚染物質が存在することを明らかにした。周辺環境の重要性は、この結果からも裏付けられている。

2. 室内空気質規制の現状と課題

ホルムアルデヒド、ポリスチレン、尿素樹脂、酢酸ビニル樹脂、塩化ビニル樹脂など、19世紀半ばから20世紀初めにかけて、さまざまな化学物質や合成樹脂が発見された。そして、合板やパーティクルボードなどの木質建材、接着剤、塗料、断熱材、シロアリ防除剤、防水剤など、建築に関わる材料に幅広く利用されるようになった。また、エネルギー資源の消費を抑えるために建物の高気密化が進み、これらの建材から放散される化学物質で室内空気が汚染され、居住者の健康被害が報告されるようになった。そのため、これまで我が国を初め、欧米を中心とする多くの諸外国で室内空気質に対する取り組みが実施されてきた。そこで、国内外の室内空気質規制の経緯と社会背景を体系的に調査し、我が国および諸外国における室内空気質規制の現状と課題をまとめた。

我が国の解析にあたっては、室内空気汚染物質に関する取り組みの経緯を詳細な文献調査に基づき解析した。諸外国の調査では、先進工業国、あるいは急速に産業の発展が進み室内空気汚染問題が既往の文献等で顕在化している諸外国として、欧州、北米、アジア、オセアニアを調査対象とした。国際機関や諸外国の室内空気質規制に関する報告書、関連学会の資料、関連論文を収集・解析した。さらに、電子メールや関連学会および国際シンポジウムで諸外国の関係組織の研究者や行政官に直接問い合わせて最新の情報を入手した。特に、室内空気質ガイドラインと汚染源対策に着目して調査を行った。

これらの調査の結果、居住環境の室内空気質に対する諸外国の取り組みの基本概念は、「情報提供」であると結論付けた。その方法は、室内空気質ガイドライン、関係業界による自主的な建材等のラベリング、一般向けのパンフレットやファクトシートなどである。アメリカは室内空気質ガイドラインを策定していないが、環境保護庁がインターネット等を通じて室内空気質に関する豊富な情報を提供し、関係業界や国民の自主的な取り組みを促進している。一方、室内空気を汚染している化学物質の有害性が高く幅広く使用され、深刻な公衆衛生問題を引き起こしていると判断された場合には、放散源の規制基準勧告や使用禁止措置がなされていた。ホルムアルデヒドがまさにその事例の1つである。我が国の取り組みは、厚生労働省が13の物質に対して室内濃度指針値を策定し、国土交通省が建築基準法においてホルムアルデヒドとクロルピリホスの使用規制を行っている。我が国のこれらの取り組みは、諸外国と同様であると

考えられる。しかし、欧米諸国のラベリングは、汚染源対策として、個々の対象部材特有の放散物質が網羅されるよう関係業界が開発していた。また、対象部材は、建材のみならず、家具、建具、家庭用品、電気製品など居住環境に存在する幅広い製品にまで拡大している諸外国が存在した。しかし我が国では、いまだにホルムアルデヒド発散建材が中心である。また、ノルウェーではハウスダスト、中国では細菌など、生物学的因子等の住まい方が関与する汚染物質の室内空気質ガイドラインが策定されていた。しかしながら、我が国ではこれらの因子のガイドラインは策定されていない。さらに、ドイツとフィンランドは、同じ物質に対して室内空気質ガイドラインを複数に分類し、予防やアレルギー性疾患へ配慮した室内空気質ガイドラインを設定していた。この分類は、子どもや妊婦など、外的要因に対して感受性の高い人たちを考慮したものであるが、我が国ではこのような考え方は室内濃度指針値に取り入れられていない。

我が国と諸外国の室内空気質規制に対する取り組みは、ホルムアルデヒドから揮発性有機化合物(VOCs)へと対策が進み、この30年間で大きな進展を遂げた。これらは化学的因子に重点を置いた取り組みとなっている。しかし、ドイツでは、子どもや青少年を対象に、化学的因子のみならず、ハウスダスト、かび、ペットアレルゲン等の生物学的因子の実態調査が開始されている。本論の第3章の調査結果においても、結露の発生、かびの発生、水漏れの発生、観葉植物の設置、室内で洗濯物を干すなどの湿度指標に関わる項目が環境因子としてシックハウス様症状に関連していた。これらの因子は、かびやハウスダストの発生を助長する可能性がある。これらのことを踏まえれば、今後、生物学的因子等、住まい方が関与する汚染物質の実態調査と施策の検討が必要である。また、室内空気汚染物質による健康影響は、アレルギーや呼吸器系疾患を有する居住者など、汚染物質に対して感受性の高い集団への対応が重要となっている。ドイツやフィンランドが実施している予防や高感受性集団への対応を考慮したガイドラインの分類は、今後の政策課題として重要であると考えられる。

3. リスク評価および管理スキームの研究

居住環境の室内空気には多種類の室内空気汚染物質が存在する。そのため、そのリスクを適切に評価し、許容できないリスクの化学物質を優先的に管理する枠組みが必要である。一方、リスク評価結果には、その程度はさまざまではあるが、何らかの不確実性が存在する。例えば、動物実験では発がん性が観察されているが、人では十分な確証が得られていない化学物質がある。また、人の急性毒性に関する科学的知見はあるが、慢性毒性に関する知見が十分存在しない化学物質もある。そのため、リスク評価の不確実性にどのように対応するかも重要な課題である。

最初に、諸外国において導入あるいは検討されている室内空気質規制におけるリスク評価の現状に関する調査を行った。本論の第4章において、我が国の室内空気質規制に対する課題をこれまでの取り組みの経緯や社会背景から検討した。そして、リスク評価の観点から規制対象物質を優先付けする評価手法、同様の観点から汚染物質の総量を規制する枠組みの必要性、外

的要因に対する高感受性集団への対応などの課題を明らかにした。そこで、これらの課題に着目し、我が国の現状と対比して今後の政策課題等を明らかにした。

調査解析の結果、規制対象物質の優先付けに関しては、リスクに基づいて優先付けを行っている諸外国は存在しなかった。いずれも、化学物質の有害性や健康被害の実態、室内排出源の存在などを基準としていた。アメリカ環境保護庁が、室内空気汚染物質をリスクの大きさに順位付けする研究を試験的に実施していた。しかしながら、化学物質の有害性を評価するにあたり、不確実係数の設定条件が異なる種々のデータベースの耐容濃度を採用している、あるいは曝露調査で得られた112の化学物質のうち耐容濃度が得られたものは50物質に過ぎないなど、評価方法や毒性データベースの不足に関する課題が残されていた。

総量規制に関しては、総揮発性有機化合物の室内空気質ガイドラインを作成している諸外国が8ヶ国あった。しかしながら、リスクに基づいた総量規制法を導入している諸外国は存在しなかった。一方、ドイツとデンマークが、建材から放散される化学物質の評価スキームにリスクの概念を導入していた。これは、個々の化学物質の放散量と有害性から、個々の化学物質のリスクを相加するものであった。しかし、ドイツに関しては、エンドポイントの異なる化学物質のリスクを相加している、デンマークに関しては、刺激性しか考慮されていないなどの課題があった。室内空気中には、粒子状物質など、揮発性有機化合物以外にも多種類の化学物質が存在する。室内空気汚染物質の総量を抑制する取り組みは、総揮発性有機化合物のみならず、これらの化学物質を含めた複合曝露のリスクを考慮しなければならない。しかしながら、ドイツやデンマークの評価スキームは、複合曝露のリスクが十分考慮されていなかった。

高感受性集団への対応に関しては、ドイツとフィンランドが予防やアレルギー症状を有する居住者への対応を考慮して室内空気質ガイドラインを複数に分類していた。具体的には、ドイツのガイドラインは、毒性学的知見に基づいて作成したRWIIと、それに高感受性集団に対する不確実係数として10を除したRWIに分類していた。さらに、ドイツのRWIIは、子どもの呼吸量が大人の2倍であることを考慮し、子どもへの曝露を考慮する必要がある化学物質に対しては、不確実係数2を適用していた。

以上の結果から、室内空気汚染物質のリスクスクリーニングによる優先付け、室内空気汚染物質の毒性データベースの充実、複合曝露によるリスク評価スキーム、高感受性集団の個人差や大人と子どもの体格や生理機能の違いを考慮したリスク評価スキームなどの課題を明らかにした。

次に、リスク評価スキームを研究するうえで、これらの課題のうち、リスクスクリーニングスキームを開発し、我が国の実態を調査することが最も重要であることから、我が国の室内空気汚染物質に関するリスクスクリーニングを検討した。リスクスクリーニングスキームには、エンドポイントが同一の場合は経口曝露のデータを吸入曝露に換算するスキーム、動物実験や疫学データの不確実性に関する首尾一貫したスキームを導入した。これらのスキームから算出した推定ヒト無毒性量またはユニットリスクと室内濃度から、Margin of Exposure (MOE) また

はがん過剰発生率を算出し、得られた結果に基づいてリスクを判定するスキームを開発した。そして、1995年1月以降の約10年間に報告された居住環境中の室内濃度の実態調査データ、および関係諸機関による化学物質の有害性に関する評価文書をもとに、日本における室内空気汚染化学物質のリスクの実態を明らかにした。

室内濃度の調査の結果、159物質の室内濃度を得た。そのうち92物質の推定ヒト無毒性量、5物質のユニットリスクを得た。推定ヒト無毒性量が得られた92物質のうち、吸入曝露に基づくものは51物質、ユニットリスクを得た全ての物質が吸入曝露に基づいて算出された。総じてMOEあるいはがん過剰発生率のいずれかの判定結果が得られた化学物質は93であった。つまり、経口曝露のデータを吸入曝露に換算するスキームを導入することで、より多くの室内空気汚染物質のリスクを判定することができた。このスキームの導入は、毒性データベースの不足を補う有効な方法の1つである。93物質のリスク判定の結果、対策を必要とするリスク判定Aの6物質、詳細な調査を必要とするリスク判定Bの11物質を明らかにした。さらに、リスク判定AおよびBの物質は、外気の影響を受けている物質と室内に強い発生源を有する物質に分類した。

最後に、リスク評価の不確実性に対する対応方法を検討するために、諸外国の室内空気汚染物質に対する取り組みを比較研究した。我が国を含め、欧米諸国で実態調査と対策が最も進んでいるホルムアルデヒドに着目し、ドイツ、アメリカ、カナダ、日本の対応を比較しながら事例研究を実施した。関係省庁による規制、法律、ガイドラインの策定、関係業界の自主基準や自主規制、研究者らによる実態調査など、過去40年間にわたるホルムアルデヒドによる室内空気汚染に関する調査研究と対策を既往の文献や報告書をもとに整理した。そして、その歴史的経緯を検証し、危害の発生あるいは増大の可能性に関する信頼できる科学的な早期警告と、それに対して政策決定者等が実行した規制等の施策について、各国の取り組みを対比した。そして、その結果をもとに、室内空気汚染物質によるリスクの不確実性と健康影響の深刻さに応じた対応範囲をまとめた。その結果、カナダとアメリカでは、健康影響の早期警告に対して科学的な不確実性があっても、深刻で不可逆的な危害の可能性が示唆される場合には、「合理的に達成可能な限り低く(ALARA)」の概念に基づいた予防的対応を実施し、健康危害を最小限に抑える取り組みを実施していたことを明らかにした。本事例研究で導いた室内空気汚染物質によるリスクの不確実性と健康影響の深刻さに応じた対応範囲は、室内空気汚染物質のリスク管理スキームの基本的な理念になると考えられる。

4. 居住環境における室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組み

第3章から第8章までの研究で得た知見をもとに、居住環境における室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組みを検討した。そして、諸外国のリスク評価およびリスク管理の一般モデルを調査した結果と合わせ、その枠組みを作成した。また、定性的リスクランキングスキームを開発し、本論の枠組みをより充実したものとした。

室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組みの基本的な構成は、リスク管理、リスク評価、科学研究の3つの領域からなる。リスク評価のプロセスにおいて科学的知見を確認し、その知見に基づきリスクスクリーニングを実施する。慢性毒性に関する用量／反応データが存在する室内空気汚染物質は、室内濃度の実態調査データから、第7章で開発した定量的リスクランキングを実施し、その結果に基づきリスクの大きさを判定する。しかし、それが不可能な汚染物質に対しては、定性的リスクランキングスキームでリスクの大きさを判定する。このスキームの導入により、より広範囲の汚染物質に対してリスク評価を可能とした。これらのスキームの判定結果は、リスクの不確実性と健康影響の深刻さに基づいた評価図にあてはめ、法的対応、誘導的対応、予防的対応、非対応に分類される。法的対応は、有害性が高く深刻な問題を生じている汚染物質の排出基準設定、使用制限、使用禁止措置などである。誘導的対応は、室内空気質ガイドライン、建材等のラベリング、パンフレットやファクトシート等の情報提供による関係業界や住民の自主的な取り組みの促進などである。予防的対応は、室内空気汚染物質がもたらすと想定されるリスクに高い科学的な不確実性があっても、深刻で不可逆的な影響が示唆される場合にとるべき対応、例えば合理的に達成可能な限り低く(ALARA)目標値を設定する等の措置である。

定性的リスクランキングスキームは、有害性ランキングと曝露量ランキングの2つのスキームで構成される。有害性ランキングスキームは、より多くの汚染物質を評価できるようにするため、欧州連合の有害性データベースと国際がん研究機関の発がん性データベースを利用して作成した。また、曝露量ランキングスキームは、室内空気汚染物質の室内挙動、使用方法、用途を考慮した独自のスキームを開発した。第7章の定量的リスクランキング結果を用いて定性的リスクランキングスキームの有効性を検証した結果、約7割の物質について、それぞれの判定結果が一致した。定性的リスクランキングスキームには定性的な評価項目が含まれているため、定量的リスクランキング結果よりも高い不確実性が存在する。しかし、今後の対応を検討するうえで、リスクの程度を表すことは十分可能であり、本章で提唱した枠組みの中では有効に利用可能と判断した。

慢性毒性や亜急性毒性等に関する用量／反応評価が現時点では困難である、あるいは測定方法が確立されていないため曝露量が把握できないなどの理由により定量的リスクランキングが不可能な化学物質の定性的なリスクランキングを行った。ランキングを実施した物質は、建材等で多用されている化学物質を選定した。その結果、床用塗料の硬化剤として使用されているトルエンジイソシアネートが、サーベイランスが要求される定性的リスクBに判定された。

以上より、居住環境における室内空気汚染物質のリスク評価および管理の枠組みを提唱するという本論の目的をほぼ達成できたと考える。リスク評価および管理の枠組みは、現実を生じている健康影響問題に対処するための手段としてだけでなく、潜在的に生じうる可能性のある、あるいは今後生じうるリスクに対する予防的手段ともなりうる。その上でも、本論で提唱した

枠組みは、今後、良質な室内空気質を保持増進するうえで、有用な概念の1つになると考えられる。

5. 今後の課題

リスク評価の際には、これまで得られたあらゆる科学的知見に基づき汚染物質の有害性評価と曝露評価を実施し、リスクを判定する。しかしながら、化学物質の多様化と量的拡大に伴い飛躍的に増大した居住環境の室内空気汚染物質のリスクを評価するには、さらなる科学研究が必要である。本論の枠組みの科学研究の領域において、そのいくつかを提示した。そこで、本論の成果をさらに発展させるための今後の課題を以下に概説する。

(1) 複合曝露のリスク評価スキーム

複合曝露のリスクを表現する方法として、個々の汚染物質のリスクを総じて表す相加モデルが提唱されている。また、このモデルを利用した建材評価手法も近年利用され始めている。しかし、化学物質の毒性影響は単純ではなく、これまで提唱されている相加モデルでは複合曝露のリスクを適切に表現できないのが現状である。人は、空気や飲食物を肺や消化器系の組織を通じて体内に取り込み、生命を維持するうえで必要な栄養素となる化学物質を吸収する。そして、体に不要な化学物質は尿や糞便として体の外へ排泄する。同時にいくつかの汚染物質が体内に取り込まれても、このような代謝機能において、これらの化学物質は適切に代謝され、あるいは代謝機能を越えた摂取量では毒性影響を示すことが起こり得る。つまり、人の代謝機能と汚染物質の活性を定量的に表現する方法を見いだすことが、複合曝露のリスク評価スキームを開発する1つの手段になると考えられる。

(2) 感受性の個体差

汚染物質に対する感受性の個体差に関しては、不確実係数として10を用いる、あるいはドイツの室内空気質ガイドラインのように、子どもと大人の呼吸量の差を考慮した不確実係数2を追加した20が用いられている。しかしながら、近年のアレルギー症状の有症率の高さや、いわゆる化学物質過敏症など、化学物質に対して感受性の高い人たちの存在が明らかになってきた現状を鑑みると、それだけでは十分とは言えないと考えられる。むしろ、公衆衛生学的見地からすると、このような感受性の高い人たちに対する毒性影響を基礎とした有害性評価およびリスク評価が必要になると考えられる。

(3) 慢性毒性の予測評価手法

居住環境では、長期間曝露による毒性影響に基づきリスク評価を実施するのが基本である。しかしながら、慢性毒性に関する知見が得られている化学物質はそれほど多くない。また、毎年多種類の化学物質が新規に開発され、市場に導入されていく。そのため、慢性毒性試験に掛

かる時間と費用は膨らむ一方であり、その試験はなかなか進まない。既存化学物質の安全性点検は、基本的に国が行うことになっているが、2004年の時点で約2万種類のリストがある。そのため、慢性毒性試験に比べれば安価で短期間に試験できる急性毒性や亜急性毒性から、慢性毒性を予測する手法などを用いて、暫定的ではあるが、より迅速に慢性毒性の強さを分類する評価手法を開発する必要があると考えられる。

我が国の高度成長期における環境汚染の歴史を振り返ると、水俣病や四日市公害などの特定地域における産業型の公害から、有機塩素系溶剤による地下水汚染や自動車排気ガスによる大気汚染などの都市型の公害へと広域化してきた。さらに、近年では、地球温暖化問題、内分泌攪乱化学物質問題、シックハウス問題など、地球規模や身近な生活環境に密着した問題へとさらに広がってきた。快適で安心して住まうことのできる環境作りを目指し、今後もさらに研究に邁進していきたい。

略語一覽

略語一覧

AgBB	Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten – AgBB ; 建材の健康影響評価委員会
AIHA	American Industrial Hygiene Association ; アメリカ産業衛生協会
ALARA	As Low As Reasonably Achievable ; 合理的に達成可能な限り低く
ARI	Acute Respiratory Infections ; 急性呼吸器系感染症
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry ; 有害物質・疾病登録局
BL	Better Living ; ベターリビング
CA	California ; カリフォルニア州
CARB	California Air Resources Board ; カリフォルニア州大気資源局
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment ; カナダ環境閣僚会議
CEC	Commission of the European Communities ; 欧州共同体委員会
CEPA	California Environmental Protection Agency ; カリフォルニア州環境保護庁
CERHR	Center for the evaluation of risks of human reproduction ; ヒト生殖リスク評価センター
CFU	Colony Forming Unit; コロニー形成単位
CHIP	Chemicals [Hazard Information and Packaging for Supply] Regulations ; 化学物質危険有害性表示規則
CICAD	Concise International Chemical Assessment Documents ; 国際簡潔評価文書
CIIT	Chemical Industry Institute of Toxicology ; アメリカ化学工業毒性学研究所
CIMARPH	Committee on the Institutional Means for Assessment for Risks to Public Health
CMT	Carcinogenic, Mutagenic and Teratogenic ; 発がん性・変異原性・催奇形性
COMEAP	Committee on the Medical Effects of Air Pollutants ; 空気汚染物質の医学的影響に関する委員会
CPSC	Consumer Product Safety Commission ; 消費者製品安全委員会
CRI	Carpet and Rug Institute ; カーペット・ラグ協会
CSA	Canadian Standards Association ; カナダ規格協会
DES	Diethylstilbestrol ; ジエチルスチルベストロール
DSIC	Danish Society of Indoor Climate ; デンマーク室内気候協会
EC	European Commission ; 欧州委員会
ECA	European Collaborative Action ; 欧州共同研究
ECB	European Chemicals Bureau ; 欧州化学品局

ECP	Environmental Choice Program ; 環境選択プログラム
EEA	European Environment Agency ; 欧州環境庁
EFA	European Federation of Allergy and Airways Diseases Patients' Associations ; 欧州諸 国アレルギー気道疾患患者協会
EHC	Environmental Health Criteria ; 環境保健クライテリア
EU	European Union : 欧州連合
FEA	Federal Environmental Agency ; 連邦環境庁
FICIAQ	Federal Interagency Committee on Indoor Air Quality ; 連邦省庁間室内空気質委員 会
FiSIAQ	Finnish Society of Indoor Air Quality and Climate, フィンランド室内空気質気候学会
GEI	Greenguard Environmental Institute ; グリーングード環境研究所
GerES	German Environmental Survey ; ドイツ環境調査
GEV	Gemeinschaft Emissionskontrollierte Verlegewerkstoffe ; 床用製品放散制御協会
GPO	Government Printing Office ; 政府印刷局
HCHO	「ホルムアルデヒド」の化学式
HI	Hazard Index ; 有害性指数
HUD	Department of Housing and Urban Development ; 住宅・都市開発省
IAHC	Indoor Air Hygiene Commission ; 室内空気衛生委員会
IAQ	Indoor Air Quality ; 室内空気質
IARC	International Agency for Research on Cancer ; 国際がん研究機関
IdIAQMG	Inter-department Indoor Air Quality Management Group ; 省庁間室内空気質管理グ ループ
IPCS	International Programme on Chemical Safety; 国際化学物質安全性計画
IRIS	Integrated Risk Information System ; 統合リスク情報システム
IRK	Innenraumlufthygiene-Kommission ; 室内空気衛生委員会
ISM	Interior Safety Material ; 生活環境の安全に配慮したインテリア材料
JAS	Japanese Agricultural Standards ; 日本農林規格
JIS	Japanese Industrial Standards ; 日本工業規格
JOIS	Japan Information Center of Science and Technology Online Information System ; 日本 科学技術情報センターオンライン情報システム
JRC	Joint Research Center ; 共同研究センター
LC ₅₀	Lethal concentration 50% ; 半数致死濃度（経気道経由）
LCI	Lowest Concentration of Interest ; 最小影響濃度
LD ₅₀	Lethal Dose 50% kill ; 半数致死量（経口投与）

LOEL	Lowest Observed Effect Level ; 最小影響量
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level ; 最小毒性量
MCS	Multiple Chemical Sensitivity ; 多種化学物質過敏症
MDI	Diphenylmethane-4,4'-diisocyanate ; ジフェニルメタン-4,4'-ジイソシアネート
ME	Ministry of the Environment ; 環境省
MOE	Margin of Exposure ; 曝露余裕度
MSDS	Material Safety Data Sheet ; 化学物質等安全データシート、製品安全データシート
MVOC	Microbial Volatile Organic Compounds; 微生物由来揮発性有機化合物
NAS	National Academy of Sciences ; 国立科学アカデミー
NBHW	National Board of Health and Welfare ; 国立保健福祉局
NFIC	Norwegian Forum of Indoor Climate; ノルウェー室内気候フォーラム
NFTA	National Flooring Trade Organization ; 国立フローリング貿易機構
NHMRC	National Health and Medical Research Council ; 国立保健医療研究審議会
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level ; 無毒性量
NOEL	No Observed Effect Level ; 無影響量
NRC	National Research Council ; アメリカ研究審議会
NTP	National Toxicology Program ; 国家毒性プログラム
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development ; 経済協力開発機構
OEHHA	Office of Environmental Health Hazard Assessment ; 環境保健有害性評価局
OPPT	Office of Pollution Prevention & Toxics ; 汚染防止有害物質部
PB	Particle Board ; パーティクルボード (木片を接着剤で圧着加工した木質系板材)
PL	Product Liability ; 製造物責任
PM2.5	Particulate Matter whose aerodynamic diameter is under 2.5 μ m ; 粒径 2.5 μ m 以下の粒子状物質
PM10	Particulate Matter whose aerodynamic diameter is under 10 μ m ; 粒径 10 μ m 以下の粒子状物質
POM	Organic Compounds associated with Particulate Matter, Particulate Organic ; 粒子状有機化合物
P _{ow}	オクタノール／水分配係数
PRTR	Pollutant Release and Transfer Register ; 環境汚染物質排出移動登録
QEESI	Quick Environmental Exposure. Sensitivity Inventory
RAL	Deutsches Institut fuer Guetesicherung und Kennzeichnung e.V. ; ドイツ商品安全・表示協会
RBCs	Risk-Based Concentrations ; リスクベース濃度

RTS	Rakennustietosäätiö ; 建築情報財団
RW I	Richtwert I ; 概算値 I
RW II	Richtwert II ; 概算値 II
SEPA	State Environmental Protection Administration ; 国家環境保護総局
SIDS	Screening Information Data Set ; 初期評価データセット
SPM	Suspended Particulate Matter ; 浮遊粒子状物質
SRC	Syracuse Research Corporation ; シラキュース調査会社
SV	Standard Value ; 壁紙製品標準規格
SVOCs	Semi Volatile Organic Compounds ; 半揮発性有機化合物
TEAM	Total Exposure Assessment Methodology ; 総曝露評価手法
TEX	Toluene, Ethylbenzene, Xylene ; トルエン・エチルベンゼン・キシレン
THADE	Towards Healthy Air in Dwellings in Europe
TLVs	Threshold Limit Values ; 作業環境許容濃度
TSP	Total Suspended Particles ; 総浮遊粒子
TVOC	Total Volatile Organic Compound ; 総揮発性有機化合物
UFFI	Urea Formaldehyde Foam Insulation ; ユリアホルムアルデヒド系発泡断熱材
UNCED	United Nations Conference on Environment and Development ; 国連環境開発会議
UNCHS	United Nations Centre for Human Settlements ; 国連人間居住センター
UNEP	United Nations Environmental Program ; 国連環境計画
UR	Unit Risk ; ユニトリスク
USEPA	United States Environmental Protection Agency ; アメリカ環境保護庁
USPAA	United States Presidential/Congressional Commission ; アメリカ大統領府・議会諮問委員会
VOCs	Volatile Organic Compounds ; 揮発性有機化合物
VOCBASE	A database on odour thresholds and mucous membrane irritation thresholds ; 臭気閾値および粘膜刺激閾値に関するデータベース
VVOCs	Very Volatile Organic Compounds ; 超揮発性有機化合物
WHO	World Health Organization ; 世界保健機関
WHO Europe	World Health Organization Regional Office for Europe ; 世界保健機関欧州事務局

本論文に関連する研究業績

本論文に関連する研究業績

原著論文

種別	題目	掲載誌	発表年月	著者
原著論文	諸外国の室内空気質規制に関する調査研究	日本建築学会環境系論文集, 第 597 号, pp. 89-96	2005 年 11 月	<u>東 賢一</u> 内山巖雄 池田耕一
原著論文	The regulations for Indoor Air Pollution in Japan: A public health perspective	Proceedings of the 2 nd WHO International Housing and Health symposium, pp. 551-563	2005 年 10 月	<u>Azuma, K.</u> Uchiyama, I. Ikeda, K.
原著論文	The risk management for indoor air pollution caused by formaldehyde in housing: The historical perspectives on early warnings and actions	Facilities, Vol. 24, Issue 11/12, pp. 420-429	2006 年 8 月	<u>Azuma, K.</u> Uchiyama, I. Ikeda, K.
原著論文	The regulations for Indoor Air Pollution in Japan: A public health perspective	Journal of Risk Research (in press)	2007 年 (予定)	<u>Azuma, K.</u> Uchiyama, I. Ikeda, K.
原著論文	The risk screening for indoor air pollution chemicals in Japan	Risk Analysis (投稿中)	2007 年 (予定)	<u>Azuma, K.</u> Uchiyama, I. Ikeda, K.

著書

種別	題目	掲載誌、出版社	発表年月	著者
著書 (分担)	シックハウスを防ぐ最新知識 第3章シックハウスに関する海外の法規制など	丸善	2005 年 3 月	池田耕一 柳 宇 朴 俊錫 <u>東 賢一</u>
著書 (分担)	予防原則－人と環境の保護のための基本理念－	合同出版	2005 年 5 月	大竹千代子 <u>東 賢一</u>
著書 (分担)	国内外 VOC 規制の最新動向と 放散ガスの測定及び評価 第1章 VOC を取り巻く状況とその規制動向	技術情報協会	2005 年 5 月	池田耕一 柳 宇 朴 俊錫 <u>東 賢一</u>
著書 (分担)	増補改訂版リスク学事典 第9章－8. 欧州連合のイニシアティブから展開した予防原則	日本リスク研究学会編集、阪急コミュニケーションズ発刊	2006 年 7 月	内山巖雄 <u>東 賢一</u>
著書 (監修及び分担)	建築に使われる化学物質事典	風土社	2006 年 5 月	<u>東 賢一</u> 池田耕一 久留飛克明 山田裕巳 中川雅至 長谷川あゆみ 森有紀子

学術講演

種別	題目	発表・掲載誌	発表年月	発表者
講演 (海外)	The regulations for Indoor Air Pollution in Japan: A public health perspective	ABSTRACT BOOK of the 2 nd WHO International Housing and Health symposium, Vilnius, Lithuania, pp. 15	2004 年 9 月 30 日	<u>Azuma, K.</u> Uchiyama, I. Ikeda, K.
講演 (海外)	The risk management for indoor air pollution caused by formaldehyde in housing: the historical perspectives on early warnings and actions (Indoor Air 2005 学会から招待論文として国際雑誌「Facilities」へ推薦される)	Proceedings of the 10th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Beijing, China, Vol. 4, pp. 3449-3453	2005 年 9 月 9 日	<u>Azuma, K.</u> Uchiyama, I. Ikeda, K.
講演 (海外)	The risk screening for indoor air pollution chemicals in Japan	Proceedings of Healthy Buildings 2006, Lisboa, Portugal, Vol. 1, pp. 283-288	2006 年 6 月 6 日	<u>Azuma, K.</u> Uchiyama, I. Ikeda, K.
講演 (国内)	諸外国における室内空気質規制に関する調査研究	第 32 回建築物環境衛生管理全国大会抄録集, pp. 26-27	2005 年 1 月 20 日 奨励賞受賞	<u>東 賢一</u> 内山巖雄 池田耕一
講演 (国内)	室内空気質規制における健康リスク評価に関する調査研究 -諸外国の取り組みの現状と課題-	京都大学環境衛生工学研究会第 27 回シンポジウム, 環境衛生工学研究, Vol. 19, No. 3, pp. 63-68	2005 年 7 月 21 日	<u>東 賢一</u> 内山巖雄 池田耕一
講演 (国内)	日本における室内空気汚染化学物質のリスクスクリーニング	日本リスク研究学会第 18 回研究発表会講演論文集, Vol. 18, pp. 129-134	2005 年 11 月 13 日	<u>東 賢一</u> 内山巖雄 池田耕一
講演 (国内)	日本における室内空気汚染化学物質のリスクとその特徴	室内環境学会 2005 年度研究発表会講演集, Vol. 8(2), pp. 106-107	2005 年 11 月 20 日	<u>東 賢一</u> 内山巖雄 池田耕一

研究助成金

年度	研究事業名	研究課題名	所管省庁等	役割
平成 16 年度	厚生労働科学研究費 補助金健康科学総合 研究事業	諸外国における室内空気質規制に 関する研究	厚生労働省	研究協力者

謝辭

謝辞

本論文をまとめるにあたり、研究の遂行および本論文の作成において、終始一貫して丁寧なご指導ならびにご鞭撻を賜りました京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻教授 内山巖雄先生に、心より感謝と敬意の意を申し上げます。内山先生のご指導のもと、多くのことを学ぶことができ、また、多くの貴重な機会を与えていただきました。深く御礼申し上げます。

本論文の作成にあたりましては、京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻教授 森澤眞輔先生、同教授 吉田治典先生に暖かいご支援と多くの貴重なご助言を賜りました。心より感謝いたします。同助教授 松井利仁先生、同助手 村山留美子先生には、博士課程全般についてご指導いただきました。心より感謝いたします。

国立保健医療科学院建築衛生部部長 池田耕一先生、国立保健医療科学院建築衛生部研究生 塩津弥佳氏には、研究の道へ進むきかけを与えて下さり、その後も終始暖かく見守りながらご指導ならびにご鞭撻を賜りました。また、多くの貴重な機会を与えていただきました。心より感謝いたします。

元国立医薬品食品衛生研究所化学物質情報部研究員、化学物質と予防原則の会代表、豊橋技術科学大学非常勤講師 大竹千代子先生には、リスク管理における重要な概念として予防原則というテーマをご教示いただきました。本研究の幅を広げ、独自性をより一層高めることができました。心より厚く御礼申し上げます。

早稲田大学理工学部建築学科教授 田辺新一先生には、多くの資料や機会を与えていただきました。本研究を遂行するにあたり、大きな力となりました。心より感謝いたします。

積水ハウス株式会社技術研究所 山田裕巳氏、株式会社住化分析センター環境技術センター 長谷川あゆみ氏、大和ハウス工業株式会社総合技術研究所 中川雅至氏、有限責任中間法人もく(木)の会 森有紀子氏、箕面公園昆虫館館長、元大阪府環境衛生課 久留飛克明氏には、多くの貴重な知見を賜りました。厚く御礼申し上げます。

奈良女子大学大学院人間文化研究科人間環境科学専攻助手 東実千代先生には、本論文をまとめるにあたり、多くの知見を賜りました。心より感謝いたします。

京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻内山研究室の皆様にも大変お世話になりました。また、諸外国の研究者および行政官の皆様には、貴重な資料や情報をご提供いただきました。心より感謝いたします。

最後に、多くの方々との出会いとご支援により、本論文をまとめることができました。ここに記して深謝いたします。そして、私を支え、いつも励まして下さいました家族に心から感謝いたします。

2007 年 3 月

東 賢一

